

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA - UFSC**  
**Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental**  
**Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental**

**PATRÍCIA FÓES SCHERER COSTÓDIO**

**DISTRIBUIÇÃO DE NUTRIENTES  
INORGÂNICOS E BACTÉRIAS NO ESTUÁRIO  
DO RIO CAMBORIÚ/SC.**

**FLORIANÓPOLIS**  
**DEZEMBRO, 2003.**

PATRÍCIA FÓES SCHERER COSTÓDIO

**DISTRIBUIÇÃO DE NUTRIENTES  
INORGÂNICOS E BACTÉRIAS NO ESTUÁRIO  
DO RIO CAMBORIÚ/SC.**

Dissertação apresentada como requisito  
Parcial à obtenção do grau de Mestre ao  
Curso de Mestrado de Engenharia  
Ambiental, da Universidade Federal de  
Santa Catarina – UFSC

**Orientador: Dr. Flávio Rubens Lapolli.**

**FLORIANÓPOLIS  
DEZEMBRO, 2003.**

## AGRADECIMENTOS

A Deus por me ter dado esperança em tantos momentos em que pensei em desistir...

Ao CTTMar e Univali, por terem dado subsídios para que este trabalho fosse concretizado.

Ao meu orientador Flávio Rubens Lapolli por ter acreditado em mim e ter dado forças para que este trabalho chegasse ao fim.

Kátia e Marco Antônio, pela paciência, orientação e dedicação na participação deste projeto, para vocês meu carinho e minha admiração. Obrigado por terem me guiado em tantos momentos e por tantas conversas amigas.

Léo, sua ajuda na correção e suas recomendações foram muito válidas. Por sua amizade e por ter me iniciado neste caminho de seres minúsculos, muito obrigada.

Aos companheiros de laboratório Paulo e Bel, que me nutriram com seu apoio e amizade durante esta longa jornada, um brinde as nossas risadas.

Pai e Mãe, pela confiança e pelos momentos de amor e colo, pelas palavras, pelos tantos momentos em que cuidaram da minha "jóia".

Ao Gordo, meu companheiro de todas as horas, que sempre teve uma palavra de amizade, de apoio e que teve muita paciência nas horas de estresse... por ter sempre acreditado em mim e nos meus objetivos.

As minhas primas Lu e Moni, por terem me acolhido em sua casa durante todo o período em que tive as aulas em Floripa.

Em especial a minha filha Bruna, que apareceu no meio do caminho, iluminando esta jornada e fazendo entender o valor de um sorriso.

## SUMÁRIO

<b>FIGURAS.....</b>	<b>6</b>
<b>TABELAS.....</b>	<b>9</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....</b>	<b>10</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>11</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>12</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>17</b>
2.2. Objetivos específicos.....	17
<b>3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>18</b>
3.1 Doenças infecciosas relacionadas à água.....	21
3.2 Contaminação Ambiental .....	22
3.3 Poluição.....	24
3.3.1 Tipos de poluição.....	25
3.4 Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) .....	26
3.4.1. Característica dos Esgotos Domésticos.....	27
3.4.2. Características do Esgoto Industrial.....	28
3.4.3 Processos de tratamento .....	29
3.4.4 Tecnologias de tratamento.....	32
3.4.5 Lagoas Estabilização.....	34
3.5 Nutrientes.....	35
3.5.1 Nitrogenados .....	36
3.5.2 Fosfatados.....	38
3.6 Bactérias.....	40
<b>4. ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>46</b>
4.1. Localização geográfica .....	46
4.2. Área e índices populacionais .....	47
4.3. Rio Camboriú .....	48
4.4. Caracterização da Estação de Tratamento de Esgoto .....	49
<b>5. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>52</b>
5.1 Metodologia de coleta.....	53
5.2. Metodologia de análise .....	55
5.2.1. Parâmetros físico-químicos: .....	55
5.2.2. Parâmetros químicos:.....	55
5.2.3. Parâmetros biológicos: .....	56
5.3. Tratamento dos Dados .....	56
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>58</b>

6.1 Parâmetros físico-químicos.....	58
6.1.1 Temperatura.....	58
6.1.2. Salinidade .....	60
6.1.3 pH .....	62
6.1.4 Oxigênio dissolvido .....	63
6.2 Parâmetros Químicos – Nutrientes .....	66
6.2.1 Fosfato.....	67
6.2.2 Amônio .....	70
6.2.3 Nitrito.....	75
6.2.4 Nitrato.....	78
6.3 DBO <sub>5</sub> .....	80
6.5 Coliformes Fecais .....	84
6.6 Bactérias.....	88
<b>7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>89</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>91</b>

## FIGURAS

Fig.1: Área de estudo, com vista parcial da Enseada de Balneário Camboriú.....	47
Fig.2: Mapa da área de estudo do projeto “Monitoramento da qualidade da água da enseada de Camboriú e rio Camboriú”, com os pontos amostrais. ....	52
Fig.3: Procedimento de coleta no rio Camboriú. ....	54
Fig.4: Filtração das amostras em laboratório e leitura das mesmas em espectrofotômetro. ....	55
Fig.5: Distribuição temporal dos valores médios de temperatura, para as águas superficiais do rio Camboriú, para todo período de estudo. ....	59
Fig.6: Distribuição temporal das médias de salinidade para todo período de estudo para o estuário do rio Camboriú. ....	60
Fig.7: Distribuição espacial dos valores médios de salinidade para todo período de estudo, nos pontos 1 a 7, caracterizando a porção final do estuário do rio Camboriú. ....	62
Fig.8: Gráfico de dispersão relacionando valores de salinidade e Ph, com o valor de correlação entre os dois parâmetros. ....	63
Fig.9: Distribuição temporal dos valores médios de OD, obtidos nos pontos de 1 a 7, e o limite recomendado pelo CONAMA para OD em água de classe 2.....	65
Fig.10: Distribuição temporal dos valores médios de OD (mg/L-O <sub>2</sub> ) e temperatura (°C) para todo período de estudo para o estuário do rio Camboriú.....	66
Fig.11: Distribuição temporal dos valores médios gerais para fosfato (mg-P/L), para todo período de estudo no rio Camboriú.....	68
Fig.12: Distribuição espacial dos valores médios gerais para fosfato (mg-P/L), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final. ....	69

Fig.13: Distribuição temporal da concentração média de amônio (mg-N/L), para todo período de estudo no estuário do Rio Camboriú. ....	71
Fig.14: Distribuição temporal da razão N:P para o ambiente de estudo, destacando o menor valor médio encontrado para todo período de estudo. ....	73
Fig.15: Distribuição espacial dos valores médios gerais para amônio (mg-N/L), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final. ....	74
Fig.16: Distribuição temporal da concentração média de nitrito (mg-N/L), para todo período de estudo no estuário do Rio Camboriú. ....	76
Fig.17: Distribuição espacial dos valores médios gerais para nitrito (mg-N/L), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final. ....	77
Fig.18: Distribuição temporal das concentrações médias de nitrato e nitrito (mg-N/L), para todo período de estudo no estuário do Rio Camboriú. ....	78
Fig.19: Distribuição espacial dos valores médios gerais para nitrato (mg-N/L), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final. ....	80
Fig.20: Distribuição temporal dos valores médios de DBO <sub>5</sub> (mg/L de O <sub>2</sub> ), para todo período de estudo no rio Camboriú. ....	81
Fig.21: Distribuição espacial dos valores médios de DBO <sub>5</sub> (mg/L de O <sub>2</sub> ), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final. ....	83
Fig.22: Distribuição temporal dos valores médios de CF (NMP/ml), para todo período de estudo no rio Camboriú. ....	85
Fig.23: Gráfico de dispersão entre a média geral de salinidade e média geométrica de CF, para todo período de estudo. ....	86
Fig.24: Distribuição espacial das médias gerais de CF (NMP/ml), para os pontos de 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final. ....	87
Fig.25: Distribuição temporal das médias gerais de temperatura e médias geométricas de bactérias, para todo período de estudo. ....	91

Fig.26: Distribuição espacial para os meses de verão (A) e inverno (B) dos números de bactérias. .... 93

Fig.27: Análise de componentes principais relacionando todos os parâmetros analisados no ponto 1, no estuário do Rio Camboriú..... 94

Fig.28.: Análise de componentes principais do ponto 1, utilizando os eixos 1 e 3. .... 95

Fig.29: Análise de componentes principais relacionando todos os parâmetros analisados no ponto 5, no estuário do Rio Camboriú..... 97



## TABELAS

Tabela 1: Características típicas de esgotos domésticos.....	28
Tabela 2: Estimativa de eficiência dos tipos de tratamento de esgoto.....	31
Tabela 3: Localização de todos os pontos amostrais utilizados.....	53
Tabela 4: Média mínima e máxima mensal, média geral e desvio padrão dos parâmetros físicos observados durante o período de estudo no estuário do Rio Camboriú (SC).....	58
Tabela 5: Média mínima e máxima mensal, média geral e desvio padrão dos parâmetros químicos observados durante o período de estudo no estuário do Rio Camboriú (SC).....	67

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ACP – Análise de Componentes Principais

ATP - Adenosina 5'-trifosfato

CASAN – Companhia Catarinense de Água e Saneamento

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO<sub>5</sub> – Demanda Biológica de Oxigênio 5 dias

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

N<sub>2</sub> – Nitrogênio

NH<sub>3</sub> – Amônia

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Amônio

NI D – Nitrogênio Inorgânico Dissolvido

NMP – Número Mais Provável

NO<sub>2</sub><sup>-</sup> – Nitrito

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – Nitrato

OD – Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> – Fosfato

THMs – Trihalometanos

## RESUMO

Durante o período de um ano, junho de 2000 a junho de 2001, foi avaliado parâmetros físicos (temperatura, OD, salinidade e pH), químicos (amônio, nitrito, nitrato e fosfato e DBO) e microbiológicos no estuário do rio Camboriú. O objetivo deste trabalho é conhecer a distribuição dos nutrientes inorgânicos e bacteriológicos neste estuário e suas relações, verificando a existência da contribuição da ETE da região, na distribuição destes parâmetros. Com os resultados obtidos pudemos identificar duas fontes distintas de nutrientes para o rio Camboriú: uma caracterizada pelo enriquecimento de nitrato, localizado mais a montante da desembocadura do rio, onde predominam as atividades agrícolas. A outra que traduz o enriquecimento por nutrientes típicos de contaminação por esgoto doméstico (amônio, fosfato e DBO), a qual situa-se em frente à desembocadura do efluente tratado da ETE de Balneário Camboriú. Em relação as bactérias encontrou-se uma forte relação destas com os parâmetros físicos de temperatura e OD, não apresentando o mesmo comportamento com os nutrientes avaliados neste estudo.

## **ABSTRACT**

During one year, since June 2000 and June 2001, it was evaluated physical (temperature, DO, salinity and pH), chemical (ammonium, nitrite, nitrate and phosphate), BOD and microbiological parameters in Camboriú River estuary. The objective of this work is to know the inorganic nutrients and bacteriological distribution and its inter-correlation, besides this, this work intend to evaluate the contribution of municipal sewage treatment plant discharge on this parameters. With the results obtained we could identify two distinct nutrients sources to Camboriú River: one characterized by nitrate enrichment, it was located most upstream from river discharge, where are located farming regions. The other source made by nutrients enrichments typical from domestic sewage (ammonium, phosphate and BOD), which one located in front of Balneário Camboriú sewage treatment plant discharge. In relation to bacteria it was found a strong correlation of this with physical parameters, it means temperature and DO, and not was observed strong correlation with nutrients evaluated in this study.

## 1. INTRODUÇÃO

Os sistemas costeiros são atualmente, as áreas que mais sofrem com os graduais aumentos nos processos de urbanização, devido a sua grande riqueza biológica e natural. As áreas metropolitanas mais populosas do mundo situam-se nestes ambientes (ATLAS, 1994), e sabe-se que seis em cada dez pessoas vivem dentro de um raio de 60 km das águas costeiras, e que dois terços das cidades do mundo, com populações de 2,5 milhões de pessoas ou mais, estão próximas aos estuários, um dos ambientes mais ricos e importante a nível ambiental e econômico.

Estima-se que nos próximos 20-30 anos, a população da zona costeira terá quase dobrado, e com ela a produção de efluentes, que será lançado, com ou sem nenhum tipo de tratamento, diretamente nas suas bacias de drenagem.

Durante muito tempo não houve uma preocupação com o que aconteceria com estes rejeitos, supondo que os corpos receptores destes efluentes teriam capacidade de assimilar tudo que neles eram depositados. Hoje se sabe que as crescentes liberações de poluentes afetam, e muito, o equilíbrio ecológico natural, e consequentemente o próprio homem.

Em 1983, BISHOP classificou como sendo as impurezas mais prejudiciais ao meio os nutrientes dissolvidos, o material sólido em suspensão, os microorganismos patogênicos e a matéria orgânica. No esgoto doméstico, esta fração denominada de impureza, representa 0,07%. Porcentagem esta responsável por diversos problemas relativos à saúde pública, à qualidade ambiental e à contaminação orgânica, pois ao serem lançados na água, o esgoto humano carrega consigo uma infinidade de microorganismos, nutrientes e

materiais sólidos (BITTON, 1994), os quais nem sempre estão em quantidades que possam ser assimiladas pelo meio.

Quando ocorrem entradas excessivas de nutrientes para um ambiente podem estar gerando problemas como a eutrofização que estimula a proliferação de micro e macroalgas (WU, 1999). Estes fatores podem levar a anoxia do meio e por final à mortalidade dos organismos bentônicos e nectônicos sob uma grande área.

Os efluentes lançados no meio aquático também funcionam como substrato para o crescimento das bactérias (HASSAN, 1993), que se enquadram tanto positivamente, por desempenharem um papel muito importante na disponibilização de nutrientes para o meio, através da decomposição e da remineralização da matéria orgânica, quanto negativamente, quando associadas a doenças veiculadas pela água, a qual é indicada pela presença de bactérias do tipo coliformes fecais, que sugerem a contaminação das águas por efluentes de origem doméstica.

O estado de Santa Catarina apresenta um grande potencial turístico, devido ao extenso litoral que possui. Dentre as praias mais freqüentadas do estado nos meses de verão, está a enseada de Balneário Camboriú, que apresenta sua economia baseada principalmente na atividade turística. Durante a temporada, a população do município chega a aumentar em 10 vezes a população local fixa, gerando um grande volume de efluentes domésticos. Grande parte destes efluentes (85%) é tratado pela ETE (Estação de Tratamento de Esgotos) de Balneário Camboriú, a qual é de responsabilidade da Companhia de Água e Saneamento do Estado de Santa Catarina (CASAN), e que opera através do sistema de lagoas de estabilização denominado de sistema

australiano. Estes efluentes tratados tem como destino final as águas do rio Camboriú.

O rio Camboriú é também o grande receptor de todos os afluentes da Bacia Hidrográfica do rio Camboriú, recebendo os efluentes domésticos tratados (ETE) e não tratados (cidades vizinhas como Camboriú), e efluentes provindos de atividades agrícolas da região, sendo caracterizado como a principal entrada de nutrientes para a enseada de Balneário Camboriú.

Um dos maiores problemas do lançamento direto de efluentes domésticos nos corpos de água está relacionado ao enriquecimento excessivo de nutrientes e microorganismos patógenos nestes ambientes, podendo gerar problemas de eutrofização e de saúde pública respectivamente, comprometendo a qualidade deste corpo d'água.

Para sanear problemas relativos a saúde pública, considerando que a cidade de Balneário Camboriú vive do turismo, a CASAN implantou um sistema adicional à ETE, consistindo da aplicação do Dióxido de Cloro ( $\text{ClO}_2$ ), um agente bactericida que atua sobre todas as bactérias, patógenas ou não. Em questão à abrangência deste efeito bactericida, criou-se uma preocupação em relação a sua ação sobre as bactérias do próprio ambiente, responsáveis pela remineralização da matéria orgânica e disponibilização para o ambiente, podendo gerar problemas ainda maiores em relação a eutrofização.

Desta forma, o objetivo deste trabalho consiste em conhecer a variação temporal e espacial dos nutrientes inorgânicos ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ ) e matéria orgânica (DBO) no estuário do rio Camboriú, o qual recebe aporte constante de efluentes domésticos, verificando se existe alteração significativa entre os meses de verão e inverno. Além disto, em dois pontos

distintos da extensão do rio (um a montante do lançamento do efluente da ETE e outro na desembocadura do efluente da ETE), verificar a biomassa total bacteriana, correlacionando-a com a distribuição de nutrientes do local.



## **2. OBJETIVOS**

Conhecer a variação espaço-temporal e as suas relações de interdependência de nutrientes inorgânicos dissolvidos, matéria orgânica e bactérias em área estuarina do rio Camboriú, que recebe o aporte de esgotos domésticos.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Verificar a influência da entrada do efluente tratado da ETE nas concentrações dos nutrientes inorgânicos (fosfato, nitrato, nitrito e amônio) e  $\text{DBO}_5$  do rio Camboriú,
- Monitorar conjuntamente parâmetros físico-químicos, e relacioná-los com a variação dos nutrientes.
- Verificar a dinâmica temporal em dois pontos específicos de biomassa bacteriana, e correlacioná-las com as concentrações de nutrientes obtidas para estes dois pontos.

### 3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Ambientes costeiros semifechados, como estuários, baías e lagoas costeiras sofrem influências naturais das forçantes físicas que atuam na troca, renovação e circulação de suas águas e de seus componentes, variando as concentrações das substâncias presentes. Os fenômenos meteorológicos (ventos e chuvas) e de maré, são os principais responsáveis pelas características físicas, químicas e biológicas da água e do sedimento destes sistemas (MANN e LAZIER, 1991).

Variações nestas forçantes causam mudanças naturais nas propriedades da água, que são facilmente absorvidas pelos organismos adaptados a estas. Quando a pressão causada pela presença do homem é intensa e contínua, alteram-se as características naturais do ambiente, podendo-se levar a quebra do equilíbrio ecológico e na redução da biodiversidade deste (HORNE e GOLDMAN, 1994).

Sistemas costeiros recebem diretamente o impacto das atividades humanas ocorridas nas suas bacias de drenagem, e dentre estes sistemas, os estuários são os que mais despertam interesse a nível de preservação ambiental. Estes ambientes são considerados os berçários de muitas espécies de grande interesse comercial e a principal entrada de alimento para as áreas costeiras, contribuindo para o aumento da produtividade biológica destes locais (CHESTER, 1990; BRAGA *et al.*, 2000). A maior parte de nossos rios acabam por desembocar em sistemas semi-fechados com ligação direta com o mar, onde suas águas acabam sendo diluídas pela água doce provinda da drenagem continental, caracterizando estes ambientes em estuarinos, como definidos por Pritchard (1967).

A descarga excessiva de nutrientes provindas de águas residuais municipais e industriais, do escoamento superficial de áreas urbanas e agrícolas tem levado ao enriquecimento de nutrientes inorgânicos e orgânicos das águas costeiras adjacentes, e principalmente das águas estuarinas. Muitos trabalhos têm abordado a eutrofização como um dos maiores fatores estressantes do meio marinho causado por esta entrada excessiva de nutrientes, principalmente pela entrada de fósforo e nitrogênio (LOHRENZ *et al*, 1999; MEYER-REIL e KOSTER, 2000; KERSTING e LINDBLAD, 2001).

Esta entrada, quando demasiada, pode gerar, principalmente em áreas rasas, um enriquecimento excessivo de nutrientes de origem antrópica e acarretar em desequilíbrio ambiental, como ocorrência de proliferação de algas tóxicas, redução da transparência da água e ocorrência de depleção de oxigênio nas camadas de fundo. Todos estes fatores têm sido atribuídos a eutrofização, fenômeno que causa problemas sérios a nível do uso das águas para recreação (praias) e para saúde humana (BRAGA, 2000).

No mundo inteiro, áreas densamente ocupadas, como é o caso das regiões costeiras, têm apresentado um aumento significativo da carga de nutrientes e de deterioração da qualidade de água, provinda principalmente pela entrada direta e indireta de esgotos domésticos (LEEMING *et al*, 1998). Os reflexos da ação antrópica nestes ambientes dependem da ocupação e dos usos ocorridos na área.

Diversos trabalhos têm abordado esta preocupação com o aumento da produção de efluentes domésticos em áreas costeiras. MARCHETTI *et al*. (1989) já observavam que as pressões humanas por urbanização em áreas costeiras (lagunas, estuários e lagos), causavam alterações no meio como

anoxia, diminuição da fauna bentônica e conseqüentemente a mortandade de peixes de grande importância comercial, principalmente em locais onde o tempo de residência das massas de água era muito longo.

CAUWET *et al.* (1990); HOPKINSON e VALLINO (1995), ressaltam em seus trabalhos a influência dos aportes antropogênicos para o ambiente, e como cada um deles pode alterar as concentrações naturais de fósforo e nitrogênio, enfatizando ainda que, as condições das bacias de drenagem e do controle da urbanização e do uso dos solos tem também sérias implicações nas especiações destes nutrientes através de processos como adsorção e sedimentação.

Atualmente com os crescimentos urbanos acelerados, onde cerca de 60% da população mundial vive cerca de 100 km da costa, estes problemas tem tornado-se mais pronunciados e vem sendo relatados em diversos estudos de caracterização do estado trófico de estuários e da distribuição de nutrientes nestes (WU, 1999; NEDWELL *et al.*, 2002; YAMAMOTO, 2003, HUANG *et al.*, 2003), ressaltando a importância de medidas preventivas como a implantação de sistemas eficientes de tratamento de efluentes, sem que os rejeitos de origem doméstica, industrial e agrícola sejam lançados diretamente nos corpos de água.

Outro problema abordado em relação ao lançamento direto ou com tratamento inadequado, seria a grande quantidade de organismos patogênicos que podem estar sendo lançados no ambiente, podendo afetar uma grande quantidade de pessoas através do consumo de frutos do mar contaminados ou através de contato direto com águas poluídas.

### **3.1 Doenças infecciosas relacionadas à água**

A água microbiologicamente contaminada pode transmitir uma grande variedade de doenças infecciosas de diversas maneiras. Abaixo citam-se algumas destas formas:

1. Diretamente pela água: provocadas pela ingestão de água contaminada com urina ou fezes, humanas ou animais, contendo bactérias ou vírus patogênicos. Inclui-se nesta categoria doenças como a cólera, febre tifóide, amebíase, leptospirose, giardíase, hepatite infecciosa e diarreias agudas;

2. Causadas pela falta de limpeza e de higiene com água: provocadas por má higiene pessoal ou através do contato da água contaminada com a pele ou com os olhos. Inclui-se aqui a escabiose, pediculose (piolho), tracoma, conjuntivite bacteriana aguda, salmonelose, tricuriase, enterobiase, ascaridíase;

3. Causadas por parasitas encontrados em organismos que vivem na água ou por insetos que tenham seu ciclo de vida na água. Incluem esquistossomose, dengue, malária, febre amarela, filarioses e oncocercoses.

É sabido que estes tipos de contaminação são maiores em água doce, pois a maioria dos microorganismos patogênicos não resistem em águas salobras ou salgadas (SOLIC & KRSTULOVIC, 1992), porém alguns organismos como o vibrião da cólera, fungos e bactérias causadores de dermatites, conseguem sobreviver em águas com altas concentrações de sal.

### 3.2 Contaminação Ambiental

A contaminação ambiental provinda da liberação de efluentes domésticos nas águas costeiras é, a despeito de outros sérios problemas, o caso mais grave de impacto ambiental em ambientes marinhos no Brasil. Tal afirmação é feita considerando os seguintes fatores:

1. Grande quantidade de esgotos lançados por fontes pontuais e difusas ao longo de toda a costa brasileira;
2. Percentual baixo de municípios brasileiros que dispõem de sistemas efetivos de coleta, tratamento e disposição final de esgotos. Segundo IBGE (2003), apenas 10% dos municípios possuem algum tipo de sistema de tratamento de resíduos os quais apresentam-se incompletos ou ineficientes,
3. O excesso de contaminantes (orgânicos e inorgânicos) e de organismos patogênicos no esgoto, que causam, p.ex., sério desequilíbrio ambiental e agravam questões de saúde pública. Muitos desses efeitos (principalmente os de natureza química) ainda são observados anos após a fonte de esgoto serem banidas (LACERDA *et al.*, 2001).

No Brasil, a maioria das regiões metropolitanas e grandes cidades, geram um grande volume de esgoto que é despejado, na maioria das vezes, sem tratamento nos rios e mares que servem de corpos receptores. Em consequência a poluição das águas que cercam nossas maiores áreas urbanas é bastante elevada, dificultando e encarecendo, cada vez mais, a própria captação de água para o abastecimento.

A implantação de uma estação de tratamento de esgotos tem por objetivo a remoção dos principais poluentes presentes nas águas residuárias,

retornando-as ao corpo d'água sem alteração de sua qualidade (VON SPERLING,1996)

As águas residuárias de uma cidade compõem-se dos esgotos sanitários e industriais sendo que estes, em caso de geração de efluentes muito tóxicos, devem ser tratados em unidades próprias das indústrias.

A escolha do sistema de tratamento é função das condições estabelecidas para a qualidade da água dos corpos receptores. Além disso, qualquer projeto de sistema de tratamento deve estar baseado no conhecimento de diversas variáveis do esgoto a ser tratado, tais como a vazão, o pH, a temperatura, a composição química do efluente, entre outros (D'AVIGNOM *et al.*,2002)

A composição de um esgoto é bastante variável, podendo incluir neste várias formas de poluição. Por exemplo, enquanto o esgoto sanitário é constituído por compostos orgânicos e bacteriológicos, o industrial geralmente é constituído por compostos químicos.

WHITE e RASMUSSEN (1998), ressaltam que a composição dos esgotos domésticos pode não ser apenas orgânica. Através de seus estudos em Montreal (Canadá), estes autores verificaram que 90% da carga genotóxica que entra para o rio St.Lawrence não provêm das indústrias, mas sim das águas domésticas. Estes autores ressaltam que os esgotos domésticos são compreendidos não somente pelas águas das residências, mas também por rejeitos hospitalares, pesticidas utilizados em jardinagem, áreas comerciais, instituições que fazem experimentos genotóxicos (universidades, centros de pesquisas), entre outras atividades.

Rabelo (2003), avaliando a genotoxicidade nos corpos de água receptores de esgotos domésticos com tratamento químico, verificou a existência de compostos orgânicos com potencial mutagênico, oriundos da ETE-CASAN de Balneário Camboriú. A autora ressalta que estes resultados intensificam-se durante o período de verão, onde a sobre-carga da estação faz com que o efluente lançado no rio não esteja completamente tratado, permitindo que compostos mutagênicos sejam lançados nas águas do rio Camboriú.

### **3.3 Poluição**

A poluição das águas doces é um fenômeno dinâmico com aspectos infinitamente variáveis. As suas manifestações dependem da natureza dos produtos poluentes e do poder que as águas receptoras têm para modificar, diluir e autodepurar estes contaminantes.

Geralmente os corpos de água antes de receberem as descargas de efluentes domésticos, industriais e/ou agrícolas, encontra-se num estado de equilíbrio entre a biota e o meio. Ao serem lançadas diferentes substâncias, tanto ao nível de composição e de concentração, o meio entra em desordem e tende a se reorganizar, através de substituições das comunidades existentes, por outras capazes de viverem neste novo ambiente. A este fenômeno de sucessão ecológica dá-se o nome de autodepuração (VON SPERLING, 1996).

A capacidade de autodepuração de cada ambiente vai depender de características físicas do corpo receptor como, por exemplo, velocidade do fluxo de água deste e a distância entre a entrada do efluente e do seu despejo final. Nestes casos específicos, se o fluxo for muito intenso e a distância entre o lançamento do efluente e o seu destino final for pequena, a



autodepuração não ocorrerá em sua totalidade, chegando ainda com características de águas residuais não tratadas, podendo levar ao desequilíbrio a biota destas regiões.

Cada espécie tem a sua capacidade de suportar um nível de poluição, podendo ser mais ou menos resistente a determinadas substâncias e concentrações. A entrada de diferentes poluentes pode alterar as comunidades do ambiente dependendo da composição destes.

### *3.3.1 Tipos de poluição*

As poluições podem classificar-se em mecânicas, químicas, orgânicas, térmicas e mistas quanto à origem do agente poluidor. Por outro lado, são classificadas em maciças e crônicas de acordo com a sua intensidade e frequência.

Nas maciças, o efeito é quase sempre desastroso, verificado, por exemplo, através da mortandade de peixes. Contudo não são estas as mais perigosas e nocivas. Nas poluições crônicas, o rio geralmente não muda de aspecto, mas suas características físico-químicas vão sendo alteradas, tornando-se impróprio para vida aquática, quer pela falta de oxigênio dissolvido no meio, quer pela presença de substâncias tóxicas diretamente nocivas. Esta poluição é a mais perigosa, visto não ser tão perceptível como as maciças.

Assim, é de vital importância um acompanhamento periódico dos ecossistemas aquáticos, principalmente nas águas de baixa hidrodinâmica onde os seus efeitos são mais graves e irreversíveis, muitas vezes levando a eutrofização.

Entre todos os tipos de poluições, o mais comum é a ocorrência de poluições mistas, aparecendo como uma associação de duas ou mais tipos de poluições.

Os corpos d'água podem se recuperar da poluição, ou depurar-se, pela ação da própria natureza. O efluente geralmente pode ser lançado sem tratamento em um curso d'água, desde que a descarga poluidora não ultrapasse cerca de quarenta vezes a vazão do rio: um rio com 120 L/s de vazão pode receber, a grosso modo, a descarga de 3 L/s de esgoto bruto, sem maiores conseqüências (DÁVI GNOM *et al.*, 2002).

Freqüentemente os mananciais recebem carga de efluente maior que a sua vazão, e não conseguem se recuperar pela autodepuração, havendo a necessidade da depuração artificial ou tratamento deste esgoto. O tratamento do efluente pode, inclusive, transformá-lo em água para diversos usos, como para a irrigação.

A escolha do tratamento depende das condições mínimas estabelecidas para a qualidade da água dos mananciais receptores e função de sua utilização.

### **3.4 Estação de Tratamento de Esgotos (ETE)**

Atualmente existem diversas tecnologias disponíveis para tratamento de esgotos domésticos, a escolha de uma destas para cada região vai depender diretamente de fatores como: expectativa da comunidade afetada, investimento de capital, espaço disponível, consumo de energia, mão de obra necessária, capacidade de remoção de poluentes, fontes (domésticas e/ou industriais) e da finalidade de uso da água do corpo receptor deste esgoto tratado.

Um fator muito importante a ser considerado também é a caracterização do esgoto, se este é predominantemente doméstico ou se possuem significativa contribuição industrial, pois alguns aspectos como: biodegradabilidade, tratabilidade, concentração de matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes e toxidez, assumem determinada relevância na escolha do tipo de tratamento das águas residuais.

Além disto, deve-se considerar os possíveis impactos que o efluente da ETE poderá causar no corpo receptor. Para isto os efluentes da ETE devem sempre estar dentro de requisitos de qualidade, respeitando os padrões estabelecidos pela Legislação de lançamento no corpo receptor (D'AVIGNOM, 2002).

#### **3.4.1. Característica dos Esgotos Domésticos**

O esgoto doméstico geralmente tem características conhecidas, variando apenas em concentrações de carga orgânica e, na presença ou não de substâncias químicas.

Ao ser lançado na água, o esgoto doméstico carrega consigo um grande número de microrganismos (bactérias, fungos e protozoários), tanto natural quanto aqueles presentes no aparelho digestivo dos seres humanos e que permanecem presentes nas fezes. Muitos deles são imprescindíveis para mineralização da matéria orgânica, porém alguns são prejudiciais a saúde humana.

A disseminação de doenças através da água contaminada é um problema antigo e de sérias implicações a saúde pública. Geralmente casos de contaminação em massa, caracterizando epidemias, ocorrem em locais que não possuem condições de saneamento básico, e que entra em contato direto com

seu próprio esgoto, sem que tenha passado por algum tipo de tratamento ou purificação (BITTON, 1994).

As características químicas de um esgoto doméstico não tratado estão dispostas na tabela 1.

Tabela 1: Características típicas de esgotos domésticos

Parâmetro	Concentração		
	Forte	Média	Fraca
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	400	220	110
NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	50	25	12
Fósforo Total (mg/L)	15	8	4
Material em suspensão (mg/L)	350	220	100

As águas do esgoto doméstico são compostas basicamente por proteínas (40-60%), carboidratos (25-50%), gorduras e óleos (10%), uréia derivada da urina, e um grande número de traços orgânicos, no qual incluem pesticidas, surfactantes, fenol e outros poluentes.

### 3.4.2. Características do Esgoto Industrial

Diferentemente do esgoto doméstico, que causa problemas para o homem há vários séculos, a preocupação com os poluentes provenientes de fábricas é bem mais recente. Somente após a segunda revolução industrial, no século XIX, é que os distúrbios ambientais decorrentes deste tipo de poluição começaram a ser notados.

Os efluentes gerados por indústria eram considerados a principal fonte de contaminação dos ambientes costeiros. Hoje sabe-se que os efluentes domésticos, por não apresentarem tratamento específicos para componentes químicos, podem ser mais perigosos ao ambiente do que os industriais.

Os componentes dos efluentes industriais são substâncias que se encontram no ambiente em concentrações baixíssimas como metais pesados, hidrocarbonetos e elementos radioativos, ou então, são compostos por substâncias artificiais introduzidas pelo homem como PCBs, DDTs e fontes termais locais.

Desde a última metade do século passado, o ambiente aquático tem sido exposto aos mais variados contaminantes antropogênicos, que podem ser genericamente classificados do seguinte modo: organismos, metais solúveis, metais não solúveis e compostos orgânicos sintéticos. Estes tóxicos podem ser introduzidos nos recursos aquáticos de diversos modos: rejeitos humanos, operações agrícola, operações mineiras, fábricas de fibra e papel, centros de experimentos em genotoxicidade, rejeitos hospitalares, etc.

### **3.4.3 Processos de tratamento**

O processo e o grau de tratamento de cada tipo de esgoto são definidos em função da classificação do corpo de água receptor do efluente, a fim de que as características físicas, químicas e biológicas deste não sejam alteradas. Existem praticamente três tipos de processos: os físicos, que consistem em aplicação de forças físicas (gradeamento, mistura, sedimentação por gravidade, filtração), os biológicos, os quais tentam reproduzir os fenômenos biológicos de transformação de substâncias complexas em compostos mais simples, e os químicos, onde são utilizados produtos químicos a fim de complementar ou substituir os processos físicos e biológicos (METCALF e EDDY, 1991).

#### *Graus de Tratamento*

O processo de tratamento do esgoto pode adotar diferentes tecnologias para depuração do efluente, mas, de modo geral segue um fluxo que compreende as seguintes etapas:

- **Preliminar** - remoção de grandes sólidos e areia para proteger as demais unidades de tratamento, os dispositivos de transporte (bombas e tubulações) e os corpos receptores. A remoção da areia previne, ainda, a ocorrência de abrasão nos equipamentos e tubulações e facilita transporte dos líquidos. É feita com o uso de grades que impedem a passagem de trapos, papéis, pedaços de madeira, etc.; caixas de areia, para retenção deste material; e tanques de flutuação para retirada de óleos e graxas em casos de esgoto industrial com alto teor destas substâncias.

- **Primário** - os esgotos ainda contém sólidos em suspensão não grosseiros cuja remoção pode ser feita em unidades de sedimentação, reduzindo a matéria orgânica contida no efluente. Os sólidos sedimentáveis e flutuantes são retirados através de mecanismos físicos, via decantadores. Os esgotos fluem vagarosamente pelos decantadores, permitindo que os sólidos em suspensão de maior densidade sedimentem gradualmente no fundo, formando o lodo primário bruto. Os materiais flutuantes como graxas e óleos, de menor densidade, são removidos na superfície. A eliminação média do DBO é de 30%.

- **Secundário** - processa, principalmente, a remoção de sólidos e de matéria orgânica não sedimentável e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio e fósforo. Após as fases primária e secundária a eliminação de DBO deve alcançar 90%. É a etapa de remoção biológica dos poluentes e sua eficiência permite produzir um efluente em conformidade com o padrão de

lançamento previsto na legislação ambiental. Basicamente, são reproduzidos os fenômenos naturais de estabilização da matéria orgânica que ocorrem no corpo receptor, sendo que a diferença está na maior velocidade do processo, na necessidade de utilização de uma área menor e na evolução do tratamento em condições controladas.

- **Terciário** - remoção de poluentes tóxicos ou não biodegradáveis ou eliminação adicional de poluentes não degradados na fase secundária.

Para cada um destes graus de tratamento, existe uma estimativa de eficiência esperada quando incorporados a uma ETE, a qual é apresentada na tabela 2.

Tabela 2: Estimativa de eficiência na remoção de material orgânico; sólidos em suspensão; nutrientes e bactérias, nos tipos de tratamento de esgoto.

Tipo de tratamento	Matéria Orgânica (% remoção de DBO)	Sólidos em suspensão (% remoção)	Nutrientes (% remoção)	Bactérias (% remoção)
Preliminar	5 - 10	5 -20	Não remove	10 - 20
Primário	25 -50	40 -70	Não remove	25 -75
Secundário	80 -95	65 -95	Pode remover	70 - 99
Terciário	40 - 99	80 - 99	Até 99	Até 99,999

Fonte: (CETESB, 1989).

- **Desinfecção** - grande parte dos microorganismos patogênicos podem ter sido eliminados nas etapas anteriores, mas não a sua totalidade. A desinfecção total pode ser feita pelo processo natural - lagoa de maturação, por exemplo - ou artificial - via cloração, ozonização ou radiação ultravioleta. A lagoa de maturação demanda grandes áreas, pois necessita pouca profundidade para permitir a penetração da radiação solar ultravioleta. Entre os processos

artificiais, a cloração é o de menor custo, mas pode gerar subprodutos tóxicos, como organoclorados. A ozonização é muito dispendiosa e a radiação ultravioleta não se aplica a qualquer situação.

#### **3.4.4 Tecnologias de tratamento**

O tratamento biológico é considerado a forma mais eficiente de remoção da matéria orgânica dos esgotos. O próprio esgoto contém grande variedade de bactérias e protozoários para compor as culturas microbianas mistas que processam os poluentes orgânicos. O uso desse processo requer o controle da vazão, a recirculação dos microorganismos decantados, o fornecimento de oxigênio e outros fatores. Os fatores que mais afetam o crescimento dos microorganismos são a temperatura, a disponibilidade de nutrientes, o fornecimento de oxigênio, o pH, a presença de elementos tóxicos e a insolação (no caso de plantas verdes).

A matéria orgânica do esgoto é decomposta pela ação das bactérias presentes no próprio efluente, transformando-se em substâncias estáveis, ou seja, as substâncias orgânicas insolúveis dão origem a substâncias inorgânicas solúveis. Havendo oxigênio livre (dissolvido), são as bactérias aeróbias que promovem a decomposição. Na ausência do oxigênio, a decomposição se dá pela ação das bactérias anaeróbias. A decomposição aeróbia diferencia-se da anaeróbia pelo seu tempo de processamento e pelos produtos resultantes. Em condições naturais, a decomposição aeróbia necessita três vezes menos tempo que a anaeróbia e dela resultam gás carbônico, água, nitratos e sulfatos, substâncias inofensivas e úteis à vida vegetal. O resultado da decomposição anaeróbia é a geração de gases como o sulfídrico, metano, nitrogênio, amoníaco e outros gases de odores desagradáveis.



A degradação anaeróbia da matéria orgânica é um complicado processo microbiano consistindo de várias reações interdependentes consecutivas e paralelas que requerem um envolvimento coordenado de diferentes espécies bacterianas. Todos os passos mantêm uma forte interação, o que resulta na necessidade de um estrito controle de todos os parâmetros (BERRUETA *et al*, 1996).

A matéria orgânica presente no esgoto, especialmente as fezes humanas, confere ao esgoto sanitário suas principais características, mutáveis com o decorrer do tempo, pois sofre diversas alterações até sua completa mineralização ou estabilização.

Por isso, a decomposição do esgoto é um processo que demanda vários dias, iniciando-se com uma contagem elevada de DBO, que vai decrescendo e atinge seu valor mínimo ao completar-se a estabilização. A determinação da DBO é importante para indicar o teor de matéria orgânica biodegradável e definir o grau de poluição que o esgoto pode causar ou, a quantidade de oxigênio necessária para submeter o esgoto a um tratamento aeróbio.

Sendo assim, as tecnologias de tratamento de efluentes nada mais são que o aperfeiçoamento do processo de depuração da natureza, buscando reduzir seu tempo de duração e aumentar sua capacidade de absorção, com consumo mínimo de recursos em instalações e operação e o melhor resultado em termos de qualidade do efluente lançado, sem deixar de considerar a dimensão da população a ser atendida. Os sistemas existentes podem ser classificados, basicamente, em dois grandes grupos: tecnologias de sistemas simplificados ou mecanizados, e processos aeróbios ou anaeróbios.

### 3.4.5 Lagoas Estabilização

São tanques onde as águas residuárias brutas são tratadas através de processos naturais, os quais envolvem bactérias e microalgas. Geralmente estas águas são de origem orgânica (esgoto sanitário bruto e sedimentado, despejos industriais orgânicos e oxidáveis ou águas residuárias oxidadas). Os processos que ocorrem neste tipo de lagoas (oxidação bacteriológica e/ou redução fotossintética das algas) são processos naturais denominados de autodepuração ou estabilização. Estes processos ocorrem sob uma ampla variação de condições ambientais, o que pode acarretar em problemas para a estação de tratamento, devido a isto o monitoramento constante de temperatura e pH (afetam processos metanogênese) são de fundamental importância para garantir o perfeito funcionamento das lagoas.

Este sistema de lagoas de estabilização é a forma mais simples e menos dispendiosa para tratamento de esgotos, com a vantagem que pode ser adicionado a estes outros tipos de tratamento visando aumentar a eficiência da estação de tratamento.

De acordo com a forma predominante pela qual se dá as estabilizações das matérias orgânicas a serem tratadas, as lagoas podem ser classificadas em:

- **Anaeróbias:** ocorre fermentação anaeróbia;
- **Facultativas:** possuem uma zona aeróbia superior onde ocorrem a oxidação aeróbia e a redução fotossintética, e fermentação anaeróbia na camada de fundo. A camada intermediária é chamada de facultativa onde ocorrem ambos os processos;

- **Estritamente aeróbias:** Oxidação e fotossíntese em equilíbrio;
- **Maturação:** são lagoas de refinamento do tratamento das lagoas anteriores. Reduz bactérias, sólidos em suspensão, nutrientes e uma pequena parcela da DBO (mais rasas). Causam elevação do pH, devido ao processo de fotossíntese, e elevação de OD, favorecendo a comunidade aeróbia;
- **Aeradas:** introdução de O<sub>2</sub> por um meio mecanizado;
- **Com macrófitas:** com o mesmo objetivo das de maturação (metais), menos indicadas por exigirem manutenção e proliferarem insetos;
- **Lagoas Aeradas de Alta Taxa:** Projetadas para serem aeróbias em todo seu volume, de baixa profundidade para permitir a entrada de luz e garantir a atividade fotossintética. Não são utilizadas com frequência.

O dimensionamento das lagoas de estabilização depende basicamente de dois fatores: qualidade do resíduo a ser tratado e da concentração da DBO do esgoto bruto (VON SPERLING, 1996).

### 3.5 Nutrientes

A remoção dos nutrientes é considerada uma etapa terciária no tratamento de águas residuárias e concentra-se principalmente sobre dois elementos: o fósforo e o nitrogênio.

Diversos trabalhos têm abordado a relação entre processos de eutrofização e altas concentrações destes nutrientes no ambiente (DUCROTOY, 1999; WASMUND *et al.*, 2001; OLSEN *et al.*, 2001). Geralmente estas altas concentrações estão associadas à entrada de efluentes domésticos e lixiviação do solo em áreas agrícolas.

### 3.5.1 Nitrogenados

Os compostos nitrogenados, orgânicos e inorgânicos, podem sofrer diversas transformações no ambiente. Por ação de microorganismos autotróficos, os compostos amoniacais podem ser sucessivamente transformados em nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) e em nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), respectivamente, devido à ação de bactérias do gênero *nitrosomonas* e *nitrobacter*, que em conjunto são designadas bactérias nitrificantes; e em condições de anaerobiose, o nitrato pode ser reduzido, por via microbiológica, a compostos nitrogenados voláteis ou pouco solúveis na água e, como tais, suscetíveis de se perderem para a atmosfera ( $\text{NH}_3$  ou  $\text{N}_2$ ).

O nitrogênio é um nutriente essencial para composição das proteínas e dos ácidos nucléicos das células microbianas, animais e vegetais. É um nutriente limitante em ambientes aquáticos (em grandes concentrações ou na sua ausência limitam o crescimento de alguns organismos). O gás nitrogênio não pode ser utilizado pela maioria dos organismos, por ser uma molécula muito estável, devido a este fator este nutriente precisa primeiro ser convertido a amônio para poder ser assimilado pelos organismos.

O ciclo do nitrogênio é formado basicamente por cinco etapas: fixação do nitrogênio, assimilação, mineralização, nitrificação e denitrificação.

A fixação do nitrogênio é realizada, entre outros microorganismos, pelas bactérias *Azotobacter*, *Klebsiella*, *Clostridium*.

A mineralização (amonificação) é a transformação dos compostos orgânicos de nitrogênio em formas inorgânicas através da atividade de diversos microorganismos, entre estes as bactérias.

Já a nitrificação consiste na conversão do amônio para nitrato por ação microbiológica. Este processo é realizado por dois tipos de microorganismos: os que convertem o amônio a nitrito (ex: *Nitrossomas*) e os que convertem o nitrito a nitrato (ex: *Nitrobacter*). Geralmente a nitrificação é favorecida pela presença de oxigênio, e alcalinidade suficiente para neutralizar os íons hidrogênio que são produzidos durante o processo de oxidação. A denitrificação por sua vez é o processo inverso ao da nitrificação.

### **Nitrogênio no esgoto**

Em esgotos domésticos, o nitrogênio é encontrado na forma de nitrogênio orgânico e amônio. A média para concentração total de nitrogênio em esgotos domésticos é de aproximadamente 35mg/l.

O sistema de tratamento primário de esgotos domésticos remove aproximadamente 15% do nitrogênio total, principalmente sólidos associados ao nitrogênio orgânico. Tratamentos biológicos convencionais removem aproximadamente 10% do nitrogênio que está associado à biomassa. Em efluentes tratados biologicamente, aproximadamente 90% do nitrogênio está na forma de amônio.

O amônio portanto, tende a ser a forma predominante de nitrogênio nos efluentes das ETEs, e torna-se um importante parâmetro a ser considerado no tratamento de esgoto devido a eutrofização, toxidez e encarecimento dos processos de tratamento de água para uso doméstico (SOARES,1994).

### **Efeitos da descarga de nitrogênio em ambientes aquáticos**

O lançamento de efluentes com altas concentrações de nitrato e amônia, em ambientes aquáticos, podem gerar diversos problemas ambientais e de saúde pública. Entre estes se destacam:

- Amônia não ionizável ( $\text{NH}_3$ ): é tóxica aos peixes. Para pH neutro, 99% da amônia ocorre sob a forma de  $\text{NH}_4^+$ , quando  $\text{pH} > 9$  começa a aumentar a concentração de  $\text{NH}_3$ ;
- Depleção de Oxigênio: a nitrificação consome cerca de 4,6 mg de  $\text{O}_2$  para transformar 1 mg de amônio em nitrato;
- Eutrofização das águas superficiais: a descarga de nitrogênio pode estimular o crescimento de plantas e algas;
- Efeito do amônio na eficiência da cloração: o cloro combinado com o amônio pode formar cloramina, a qual tem baixo efeito bactericida;
- Saúde Pública: o nitrato é responsável pela chamada "síndrome do bebê azul", uma doença que causa a incapacidade da metahemoglobina transportar o oxigênio molecular, resultando na asfixia da criança (BITTON, 1994). Os níveis permitidos pela Legislação vigente nas águas de classe 2 é de 10mg-N/L.

#### **3.5.2 Fosfatados**

O fósforo como o nitrogênio, é indispensável para todas as células, por ser um importante componente do ATP, dos ácidos nucleicos e dos fosfolípidos na membrana das células. Ele também é um nutriente limitante, e em altas concentrações pode levar a eutrofização do meio em que está sendo lançado.

Este nutriente encontra-se no ambiente sob formas orgânicas e minerais, predominando, geralmente, as formas minerais. Ocorre nas águas naturais e águas residuárias quase unicamente na forma de fosfato. Estes fosfatos incluem fosfatos orgânicos, polifosfatos e ortofosfatos.

As principais transformações que envolvem o fósforo são de caráter físico (adsorção ao material particulada), químico (precipitação causada por sais de ferro e alumínio) e biológico (utilização por microrganismos).

Para os processos que envolvem atividades biológicas, o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica.

### **Fósforo no esgoto**

A concentração de fósforo total (formas inorgânicas e orgânicas), encontrada nos esgotos e na ordem de 10-20 mg/L, onde a maior parte deste encontra-se sob a forma inorgânica de fosfato provindo dos detergentes. As formas mais comuns de fósforo nos esgotos são o ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), representando de 50-70% do volume total, polifosfatos e fósforo adsorvidos aos compostos orgânicos.

O ortofosfato compreende aproximadamente 90% do fósforo nos efluentes tratados biologicamente. Este fósforo é o principal responsável pela eutrofização das águas superficiais, e deve ser removido através de processos de tratamento de esgoto antes de ser lançado nos corpos de água. Frequentemente, o fósforo é removido dos esgotos através de processos químicos, mas processos biológicos também são capazes de removê-lo. Alguns mecanismos químicos e biológicos responsáveis na remoção do fósforo são citados abaixo:

- Precipitação química, a qual é controlada pelo pH e cátions como o cálcio, ferro e alumínio;
- Assimilação de fósforo por microrganismos presentes nos esgotos;
- Acumulação de polifosfatos por microrganismos;

O tratamento primário dos esgotos remove cerca de 10-15% do fósforo associado com a matéria orgânica particulada, e o tratamento biológico convencional não chega a reduzir uma quantidade significativa de fósforo (aproximadamente 10-25%). A maioria do fósforo retida é transferida para o lodo.

### 3.6 Bactérias

As bactérias pelágicas desempenham um importante papel nos ecossistemas aquáticos como reguladores do ciclo do carbono e de importantes nutrientes como o nitrogênio e o fósforo. As bactérias são as maiores consumidoras de matéria orgânica dissolvida no plâncton. Desempenham um papel vital na recuperação da matéria orgânica de detritos para biomassa viva, ou sua remineralização a compostos inorgânicos (LÓPEZ *et al.*, 1998; CARLSSON e CARON, 2001).

Em ambientes marinhos e de água doce as bactérias são responsáveis pela absorção de grande parte do fosfato, em média 60%, e amônio (30%). Em experimentos de enriquecimento, sabe-se que o fosfato é o fator limitante para a produção e respiração da comunidade microbiana da água doce e salgada (POMEROY *et al.*, 1995) e que estes nutrientes influenciam no crescimento das bactérias.



Ainda que as bactérias assimilem carbono orgânico, elas têm a capacidade de utilizar fósforo e nitrogênio sob a forma orgânica e inorgânica. Estudos em ambientes de água doce tem demonstrado que as bactérias podem competir efetivamente com o fitoplâncton por estes nutrientes. Entretanto comparando ambientes marinhos com ambientes de água doce, estas competições são menos efetivas em águas salgadas (RIVKIN e ANDERSON, 1997).

Este crescimento e a biomassa bacteriana nos ecossistemas aquáticos são regulados por vários fatores como a temperatura, pH, predação e suprimento de substrato (nutrientes orgânicos e inorgânicos).

### *Temperatura*

A temperatura é um dos fatores mais importantes para o crescimento e sobrevivência das bactérias, pois influencia na sua composição, no metabolismo e nas taxas de reações metabólicas. O crescimento bacteriano pode ocorrer desde temperaturas muito baixas a temperaturas maiores do que 100°C. Baseados na temperatura ideal para o seu crescimento, os microrganismos podem ser classificados em mesófilos, psicrófilos, termófilos e termófilos extremos.

Diversos estudos têm salientado a importância da temperatura no crescimento bacteriano, ressaltando que esta por vezes funciona como catalizadora deste processo (WHITE *et al.*, 1991; HOCH e KIRCHMAN, 1993; SHIAH e DUCKLOW, 1994; TIBBLES, 1996).

### *pH*

O pH afeta a atividade das enzimas microbianas, que por sua vez afetam a ionização dos químicos e de sua função no transporte dos nutrientes dentro das células. Os tratamentos biológicos dos esgotos ocorrem geralmente num pH neutro. Em geral, o pH ideal para o crescimento das bactérias é em torno de sete, mas existem algumas bactérias denominadas de acidófilas (ex: *Thiobacillus*, *Sulfolobus*) que crescem somente em pH 2.

### *Substrato*

Tradicionalmente, o carbono orgânico era considerado o maior fator limitante para o crescimento das bactérias heterotróficas. Entretanto diversos estudos têm demonstrado que o crescimento bacteriano em ambientes aquáticos pode ser limitado pela maior disponibilidade de nitrogênio e fósforo do que o suprimento de carbono orgânico (POMEROY *et al.*, 1995).

Quando bactérias utilizam substratos orgânicos contendo baixas concentrações de fósforo e nitrogênio, estes podem vir a limitar o crescimento bacteriano. Nesta situação organismos heterotróficos podem competir com o fitoplâncton por nutrientes inorgânicos disponíveis nas águas (CARLSSON e CARON, 2001). Experimentos de enriquecimento realizados em laboratório tem indicado que as bactérias podem competir efetivamente com produtores primários por nitrato, amônio e fosfato, nestas condições (SUTTLE *et al.*, 1990).

Estudos em ambientes de água doce e águas marinhas tem demonstrado que existe diferença entre os substratos utilizados por estas diferentes comunidades bacterianas. As bactérias típicas de ambientes doces têm preferência por aminoácidos e açúcares, bem como fosfato e amônio. Já as

bactérias marinhas têm sua razão de produção bacteriana estimulada pela adição de carbono orgânico dissolvido (RIVKIN, 1997).

Experimentos realizados na Lagoa dos Patos por CESAR (1997), evidenciaram que em ambientes onde se tem grande disponibilidade de carbono orgânico dissolvido, o que acaba limitando o crescimento das bactérias é o nitrogênio e/ou o fósforo.

Ainda que a atuação de todos estes fatores possa interferir no crescimento e conseqüentemente na biomassa bacteriana, temos ainda os agentes químicos que atuam sobre as bactérias. Entre os agentes químicos podemos citar o ozônio, o cloro, e o dióxido de cloro. As aplicações destes agentes estariam mais relacionadas à desinfecção dos efluentes nas estações de tratamento para redução de colimetria.

Na área de estudo temos aplicação de dióxido de cloro como um tratamento terciário na ETE de Balneário Camboriú, assim, concentraremos a revisão neste bactericida.

### **Dióxido de Cloro**

O dióxido de cloro é um desinfetante de forte atuação sobre bactérias, causando sua morte, e gerando inativação de vírus. Este bactericida gera principalmente produtos oxidáveis. Entretanto a desvantagem do dióxido de cloro é a formação de sub-produtos como os íons clorito e clorato, produtos estes que ainda estão sendo estudados para saber qual o seu grau de toxicidade.

Este bactericida é efetivo na destruição de cistos e protozoários patogênicos. Vários trabalhos avaliaram a efetividade do dióxido de cloro na

sua ação bactericida e verificaram uma redução em torno de 99% na maioria dos microorganismos testados (BITTON, 1994). O dióxido de cloro age, em primeira instância, rompendo a síntese protéica nas células bacterianas, tendo sido observado também o rompimento das membranas externas das bactérias gram-negativas.

A sua ação sobre os vírus ainda é bastante discutida (BITTON, 1994), porém, outros trabalhos realizados com relação ao crescimento de coliformes em água potável tratada através de cloro indicam que as técnicas utilizadas comumente para a enumeração destes indicadores, freqüentemente subestimam o número real destes organismos, devido a indução a um estado viável, mas não cultivável (VNC) (McFETERS, 1990).

Estudos feitos por JUNLI *et al*, 1997, onde avaliam a atuação do dióxido de cloro sob as bactérias conjuntamente com fatores de pH, temperatura e tempo de contato, têm demonstrado que sua eficiência é potencializada com o incremento da temperatura, sendo que os demais fatores não apresentaram significativa influência na atuação do dióxido.

Estes mesmos autores verificaram a atuação deste bactericida sobre os vírus, algas e plâncton, e verificou que este também torna-se eficiente na inativação de vírus, onde para tal necessita-se de um tempo de contato de 30 minutos.

A maior preocupação com a utilização deste bactericida seria em relação a formação de sub-produtos. CHANG *et al*. (2000), verificou que ocorre a formação de sub-produtos de desinfecção, trihalometanos (THMs) e ácidos trihaloacéticos (THAAs), mas em quantidades menores do que com a utilização de cloro. A questão é que as condições em que foram feitos os estudos de

Chang, eram controladas, e no ambiente em estudo temos várias forçantes naturais de difícil controle. Ainda a composição do material orgânico de cada ambiente também difere, podendo formar diferentes compostos dos quais foram detectados neste estudo.

RIBEIRO (2001), estudando a aplicação do dióxido de cloro como alternativa de desinfecção para a ETE de Balneário Camboriú, verificou que em três pontos do rio foram detectados níveis de toxicidade, os quais podem causar impactos negativos aos organismos presentes no ambiente em estudo.

## 4. ÁREA DE ESTUDO

### 4.1. *Localização geográfica*

O município de Balneário Camboriú encontra-se inserido na microregião da Foz do rio Itajaí, juntamente com os municípios de Itajaí, Navegantes, Camboriú, Itapema, Porto Belo, Bombinhas, Piçarras, Penha, Ilhota e Luiz Alves (Atlas de Santa Catarina, 1986). De acordo com estudos realizados por Oliveira e Santos Jr, em 2000, esta microregião apresenta um dos mais elevados índices de crescimento do estado, ocasionado por suas atividades econômicas, geralmente estabelecidas nos setores secundário e terciário, tendo como principal destaque a atividade turística.

Balneário Camboriú está localizado no litoral centro-norte do estado, entre as coordenadas 26°99'06" S e 48°63'47" W (IBGE, 2003), e limita-se com as cidades de Itajaí (ao norte e oeste), Itapema (ao sul), Camboriú (à oeste) e com o Oceano Atlântico ao leste (Atlas de Santa Catarina, 1986).

Tem como atrativo principal a sua beleza natural e uma praia de 6,5 Km (Fig.1) caracterizada como semi-protegida. É uma enseada na forma de arco, limitada por dois promontórios, ao norte a Ponta da Preguiça e ao sul pela Ponta das Laranjeiras, sendo esta mais protegida das ondulações (KLEIN e MENEZES, 2001). Na extremidade sul recebe o aporte das águas do rio Camboriú, e ao norte do canal do Marambaia, sendo estas as duas principais entradas de efluentes de origem antropogênica para a enseada.

O clima da região é subtropical gerando um padrão de variação sazonal das variáveis ambientais, sendo classificado como mesotérmico úmido, com uma temperatura média anual de 21°C. A precipitação média anual na região é de 1.406mm, e apresenta uma evapotranspiração média anual de 0,958mm,

conferindo um excedente médio de água de 0,448mm por ano (PEREIRA-FILHO *et al*, 2001).

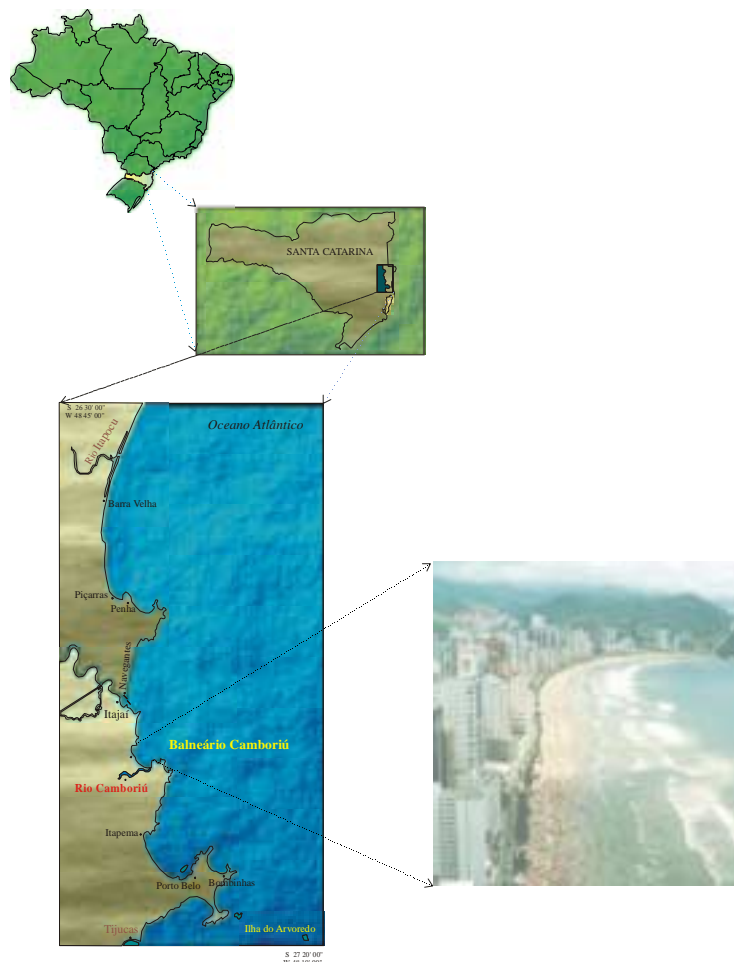


Fig.1: Área de estudo, com vista parcial da Enseada de Balneário Camboriú

#### 4.2. Área e índices populacionais

A área territorial do município é de 46km<sup>2</sup>, sendo constituído basicamente de uma região urbana, sem desenvolvimento de uma área rural (IBGE, 2003).

Balneário Camboriú apresentou, pelo censo do IBGE de 2000, um crescimento de 26% em sua população fixa nos últimos quatro anos, e sua

população flutuante chega a ser em torno 1000% maior durante os três meses de temporada. Dados preliminares do censo realizado pelo IBGE no ano de 2000 apontam uma população fixa de 73.455 habitantes, a qual no verão estes números chegam a aproximadamente ao número de 700.000 habitantes.

A densidade populacional de Balneário Camboriú é de aproximadamente 1.600 hab/km<sup>2</sup> no inverno, passando para 15.200 hab/km<sup>2</sup> durante o verão , sendo uma das maiores densidades do estado (IBGE, 2003). O fato de o município apresentar uma das menores extensões territoriais do estado e uma alta taxa de crescimento anual, contribui para estes valores.

#### **4.3. Rio Camboriú**

A bacia hidrográfica do rio Camboriú é formada pelas sub-bacias: Macacos, Pequeno e Braço, das quais fazem parte os afluentes Rio dos Macacos, Rio Canoas, Rio Pequeno, Rio do Cedro, Rio Peroba e Rio Canhanduba. Todos estes desembocam por sua vez no rio Camboriú, sendo esta a principal fonte de abastecimento público de água para os municípios que banha, Balneário Camboriú e Camboriú.

Segundo REIS *et al* (2000), a bacia drena uma área de 138,8 km<sup>2</sup>, incluindo várias regiões onde a atividade agrícola se destaca.

O rio Camboriú possui uma extensão de 40 Km, da nascente a foz, com uma largura média de aproximadamente 120m e uma profundidade média de 2m nas proximidades de sua desembocadura. Segundo SIEGLE (1999), este rio caracteriza-se como um estuário parcialmente misturado de baixa profundidade, o qual durante condições de maré de quadratura é verificado um padrão de estratificação contínuo ao longo do tempo, e durante marés de



sizígia a estratificação é observada apenas em certos períodos do ciclo de maré.

O volume de água deste rio é regular e possui fluxo de baixa intensidade, apresentando uma vazão média de 2.697,12 L/s (SILVA & SCHETTINI, 1998).

O rio na sua porção estuarina, é todo margeado por manguezal, vegetação típica destas regiões, o qual está em estado de degradação pela ação do homem. Esta área recebe grande parte dos esgotos domésticos não tratados da região, tem em suas margens a instalação de marinas e de grandes barcos de passeios turísticos, causando um grande estresse ambiental para esta região.

O estuário também recebe o aporte do efluente tratado pela ETE do município, de responsabilidade da companhia catarinense de águas e saneamento (CASAN), a qual gera uma carga orgânica DBO de 7162 kg/d (RIBEIRO, 2001), e que é lançado nas águas do rio Camboriú.

#### **4.4. Caracterização da Estação de Tratamento de Esgoto**

Os esgotos domésticos da cidade de Balneário Camboriú são tratados através de lagoas de estabilização, no sistema denominado de sistema australiano.

Nesta estação não é utilizado tratamento primário, onde ocorra a retenção de sólidos grosseiros do esgoto bruto, o que existe é um gradeamento prévio em cada uma das cinco estações elevatórias distribuídas ao longo da rede coletora de esgotos. Este tratamento auxilia na retenção de material

grossoeiro, mas não remove areia, gordura e sólidos flutuantes, os quais acabam por comprometer a eficiência das lagoas.

As lagoas de estabilização (tratamento secundário) utilizadas na estação são as facultativas e anaeróbias. Estas são compostas em dois módulos de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas. Existe ainda uma lagoa denominada de intermediária, onde durante a alta temporada é ativada. Nesta lagoa é aplicado tratamento químico com a aplicação de cloreto férrico para gerar a flotação de material orgânico de fundo.

Esta estação está situada no bairro Nova Esperança e ocupa uma área de aproximadamente 20 hectares, atendendo atualmente 85% da população de Balneário Camboriú.

O sistema foi projetado para atender uma população fixa de 33.000 habitantes, mais uma população flutuante de 99.484, totalizando 132.646 habitantes (RIBEIRO, 2001). Como visto anteriormente, o atendimento a população alcança uma população fixa hoje de 62.436,45 habitantes, e durante o verão a população flutuante é muito maior do que a estação está projetada para atender.

Este mesmo sistema possui um tempo de detenção do efluente em cada lagoa, o qual seria de 5 dias nas lagoas anaeróbias e 17 dias nas lagoas facultativas. Em períodos de muitas chuvas estes tempos de retenção não são realizados devido a entrada de água pluvial na rede de esgoto, levando ao extravasamento das lagoas, lançando assim esgoto bruto no rio Camboriú (PEDRELLI, 1997).

Após o tratamento através de processos anaeróbios e aeróbios, o efluente dos dois módulos é extravasado para uma tubulação de 900mm de

diâmetro, onde recebe uma dosagem de agente bactericida (dióxido de cloro), sendo então encaminhado ao corpo receptor, o estuário do Rio Camboriú. Este rio foi enquadrado pela Lei Estadual nº5793 de 15/08/80, pelo Decreto nº14.250 de 15/10/80 e pela Resolução do CONAMA nº20 de 18/06/86, como um rio de Classe 2.

Durante o verão, com o afluxo intenso de turistas e conseqüentemente com o aumento na carga de esgoto bruto que chega a ETE, a estação não consegue atender a toda esta demanda, sendo que o efluente final tratado não alcança os padrões de lançamento exigidos pela legislação vigente para DBO<sub>5</sub> e Colimetria (Costódio, 2002).

Em vista disto criou-se uma preocupação em torno da influência da entrada do efluente tratado da ETE para o rio Camboriú a nível de nutrientes e matéria orgânica, visto que este ponto de descarga do efluente encontra-se muito próximo a desembocadura deste na enseada de Balneário Camboriú.

## 5. MATERIAL E MÉTODOS

Desde novembro/98, os Laboratórios de Oceanografia Química, do CTTMar/UNIVALI e Tecnologia do Pescado, CTTMar/UNIVALI, em parceria com a CASAN iniciaram um projeto denominado "Monitoramento da qualidade da água da enseada de Camboriú e rio Camboriú". Neste projeto foram analisados 15 pontos amostrais, abrangendo uma grande área como demonstrado na figura 2.

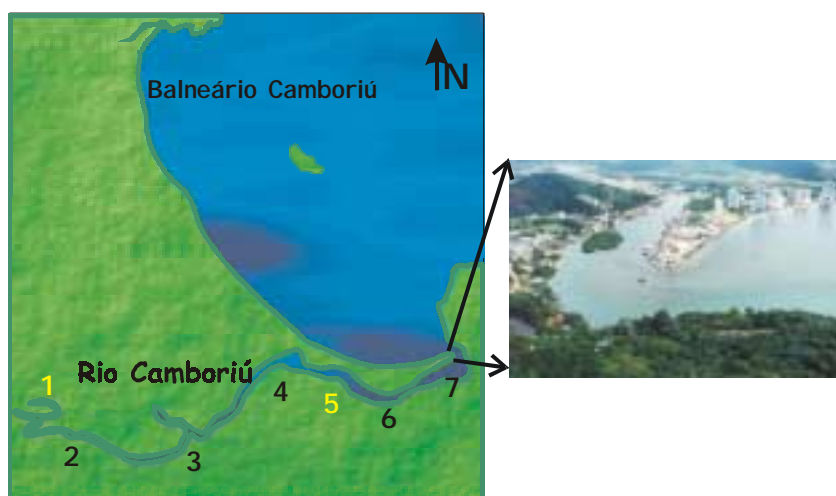


Fig.2: Mapa da área de estudo do projeto "Monitoramento da qualidade da água da enseada de Camboriú e rio Camboriú", com os pontos amostrais.

Dos dados deste projeto maior, foram utilizados para este trabalho, apenas os pontos referentes ao rio Camboriú, citados na Quadro 1, durante o período de Junho/00 a Junho/01, com o objetivo de obter um maior conhecimento das características físico-químicas das águas deste, visto que este é o grande receptor final dos efluentes provindos das cidades de Camboriú, das atividades agrícolas que nesta cidade são realizadas, e do efluente final da estação de tratamento de esgotos da CASAN. O rio Camboriú

também é o principal fornecedor de água de consumo para as cidades de Balneário Camboriú e Camboriú

Quadro 1: Localização de todos os pontos amostrais utilizados.

Pontos de Coleta	Localização
1	Captação de água da CASAN
2	Ponto mais a jusante do anterior
3	Ponto em baixo da ponte pencil, rio Camboriú.
4	Ponto em baixo da ponte da BR101, rio Camboriú.
5	Saída do efluente tratado da ETE, rio Camboriú.
6	Ponto onde são abastecidos os barcos, rio Camboriú.
7	Desembocadura do rio Camboriú

### 5.1 Metodologia de coleta

As coletas de amostras de água eram realizadas em subsuperfície (1m), com o auxílio de uma embarcação de alumínio, de domínio da UNIVALI, a cada 15 dias.

As amostras para os parâmetros químicos eram coletadas em frascos de plástico, lavados anteriormente a cada saída de campo, em solução de HCl a 0,1N, e em seguida lavadas abundantemente com água destilada.

Para as coletas microbiológicas os frascos eram preparados pelo Laboratório de Tecnologia do Pescado, onde eram autoclavados e vedados para impedir qualquer tipo de contaminação microbiológica.

Os frascos onde eram coletadas as amostras para análise das bactérias eram preparados com solução de detergente neutro, lavados abundantemente com água bidestilada filtrada em filtros GF/F Millipore 25mm, e conservados em estufa até o seu uso.

No campo, as coletas eram realizadas com auxílio de um balde plástico em subsuperfície (Fig.3). No mesmo instante eram realizadas *"in situ"*, as determinações dos parâmetros físico-químicos, através de um multianalisador marca Horiba, modelo U-10. Para as bactérias, após a coleta da água era adicionada a amostra formol 0,4% para preservação das células.



Fig.3: Procedimento de coleta no rio Camboriú.

Após a realização das coletas, as amostras eram devidamente acondicionadas, sob resfriamento, no isopor contendo gelo e encaminhadas para o Laboratório de Oceanografia Química para determinação dos parâmetros químicos e das bactérias, e ao Laboratório de Tecnologia do Pescado para determinação de coliformes fecais.

No Laboratório de Oceanografia Química (CTTMar-UNIVALI), as amostras eram separadas em alíquotas de 15ml, após filtração, para  $\text{PO}_4^{3-}$  e  $\text{NH}_4^+$ , e em frascos de 100ml para as análises de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NO}_2^-$ . As determinações destes elementos eram realizadas transcorridas o tempo necessário para as reações ocorrerem e lidas em espectrofotômetro marca Shimadzu modelo 16A (Fig.4).



Fig.4: Filtração das amostras em laboratório e leitura das mesmas em espectrofotômetro.

## 5.2. Metodologia de análise

### 5.2.1. *Parâmetros físico-químicos:*

Temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido: estes parâmetros foram determinados "*in situ*" através de um multianalisador marca Horiba, modelo U10.

### 5.2.2. *Parâmetros químicos:*

- Amônio e fosfato: foram determinados através do método clássico de colorimetria descrito por STRICKLAND e PARSONS (1972) e APHA/AWWA/WEF (1999);
- Nitrato ( $\text{NO}_3$ ): determinado segundo método colorimétrico descrito por STRICKLAND e PARSONS (1972), que consiste na redução do nitrato a nitrito através da passagem da amostra por uma coluna redutora preenchida com cádmio revestido por cobre.

- Nitrito ( $\text{NO}_2$ ): determinado segundo STRICKLAND e PARSONS (1972), por métodos colorimétrico.
- $\text{DBO}_5$ : realizada através de incubação em temperatura controlada ( $20^\circ\text{C}$ ) durante 5 dias, com leitura de OD inicial e final, segundo metodologia descrita em APHA/AWWA/WEF (1999).

### **5.2.3. Parâmetros biológicos:**

- Coliformes fecais: determinado através da técnica de tubos múltiplos (NMP/100ml) conforme APHA (1999) pelo Laboratório de Microbiologia Marinha e Tecnologia do Pescado do CTTMar/Univali. Posteriormente foi adotado o método Quanta-trey (IDEXX).
- Contagem de Bactérias Totais: Este método foi originalmente descrito por Francisco *et al* (1973), sendo modificado por DALEY e HOBBI E em 1975, e em 1977 modificado novamente por HOBBI E *et al*, método este utilizado neste trabalho. O método consiste em filtrar a amostra de água através de filtro nuclepore de  $0,2\mu\text{m}$  de porosidade e 2,5 de diâmetro, corado com Irgaland Black. Após a filtração de 1ml de amostra, cora-se novamente o filtro com Acridina laranja, monta-se a lâmina, e em microscópio de epifluorescência, conta-se em campos aleatórios, as bactérias que fluorescem em verde (DNA) ou alaranjado (RNA). Eram lidos 10 campos por lâmina ou o número 300 células por lâmina.

### **5.3. Tratamento dos Dados**

Após as determinações realizadas em laboratório, os dados eram digitalizados em planilhas Excel para realização dos cálculos das concentrações



totais. Foram realizados gráficos de distribuição espacial, temporal e testes de correlação para todos os parâmetros.

Para extrair maiores informações dos dados gerados foram utilizadas técnicas de análise multivariada. As análises multivariadas são métodos estatísticos capazes de agrupar relações de variáveis em dados intercorrelacionados. Devido ao fato de considerarem muitas variáveis simultaneamente, podem ser feitas interpretações que não seriam possíveis através de métodos de análise univariada (FRANCIS e McCULLOCH, 1990).

A análise de componentes principais (ACP) é um método de análise multivariada, que reduz as dimensões de um grupo de dados produzindo um menor número de variáveis abstratas.

A ACP calcula um número de combinações lineares (componente principal) de um número de amostras observadas para explicar tanto quanto possível suas variações originais. Cada componente principal (CP) resulta de uma combinação das variáveis originais multiplicadas por coeficientes (escores) cujos valores numéricos são proporcionais a contribuição da variável para o componente. Como resultado de um efetivo processo de ordenação, o desvio padrão do CP é considerado para a maior proporção da variância original, enquanto o segundo e seus subseqüentes explicam progressivamente menos a variação dos dados (VIGANO *et al.*, 2003).

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação e discussão dos resultados serão primeiramente realizadas para os parâmetros físico-químicos em sua distribuição temporal e espacial. Posteriormente passaremos a discussão dos nutrientes e da relação destes com os parâmetros físico-químicos. E finalmente a utilização de dados bacteriológicos para relacioná-los com os nutrientes da área de estudo.

### 6.1 Parâmetros físico-químicos

Os valores mínimos e máximos, as médias gerais dos parâmetros físicos para todo o período de estudo, com seus respectivos desvios padrões, são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 : Média mínima e máxima, média geral e desvio padrão dos parâmetros físicos observados durante o período de estudo no estuário do Rio Camboriú (SC).

	Temp. da água (°C)	Salinidade (psu)	pH	OD (mg/L)
Média Mínima (n=26)	13.0	0.20	6.38	1.90
Média Máxima (n=26)	29.2	17.0	7.63	6.74
<b>Média Geral</b> (n=26)	<b>21.6</b>	<b>6.70</b>	<b>6.93</b>	<b>3.83</b>
<b>Desvio Padrão</b> (n=26)	4.73	4.04	0.23	1,20

#### 6.1.1 Temperatura

A temperatura superficial média da água para todo período de estudo foi de  $21,6^{\circ}\text{C} \pm 4,73$ , com a maior média de temperatura ocorrendo em janeiro/01 e a menor em julho/00, com os valores respectivos de  $29,2^{\circ}\text{C} \pm 1,33$  e  $13,0^{\circ}\text{C} \pm 1,43$ .

Analizando a distribuição temporal da temperatura superficial da água, observa-se uma sazonalidade marcante para região, apresentando para os

meses de novembro a abril as maiores temperaturas, e nos meses de maio a outubro as menores temperaturas, caracterizando estes períodos respectivamente como verão e inverno, sendo este comportamento característico de regiões subtropicais, como no caso do município de Balneário Camboriú (Fig.5).

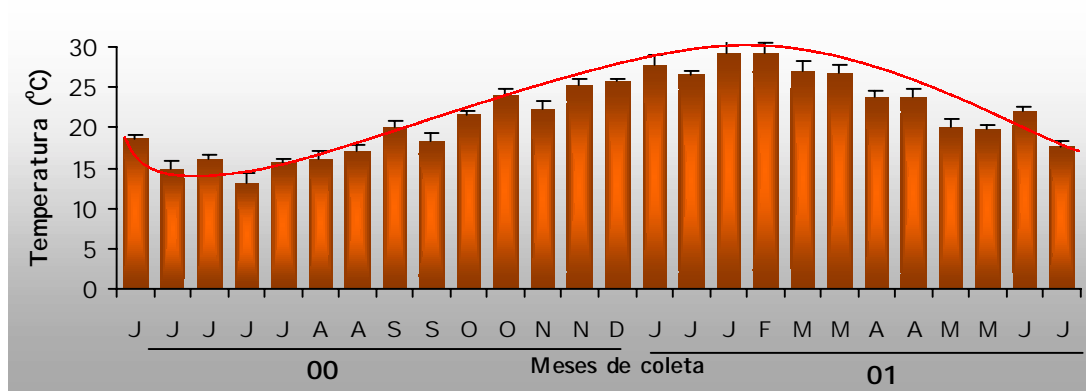


Fig.5: Distribuição temporal dos valores médios de temperatura, para as águas superficiais do rio Camboriú, para todo período de estudo.

Esta distribuição da temperatura superficial caracteriza bem o ambiente em suas estações de verão e inverno, facilitando o entendimento posterior na distribuição temporal dos parâmetros analisados neste estudo.

Já a distribuição espacial da temperatura não apresentou variações entre os diferentes pontos de coleta. Este fato deve-se ao curto tempo de coleta entre uma estação de coleta e outra, favorecendo a baixa variabilidade desta variável.

### 6.1.2. Salinidade

A salinidade da água superficial apresentou uma média temporal de  $6,7 \pm 4,04$  para todo período de estudo. O menor valor médio foi observado em Fevereiro/00 com uma média de  $0,2 \pm 0,52$ , e o maior em julho/00 com uma média de  $17,0 \pm 10,26$ . Quando observada a sua distribuição temporal (Fig.6), verifica-se que a salinidade variou durante todo período de estudo, não apresentando um padrão de sazonalidade.

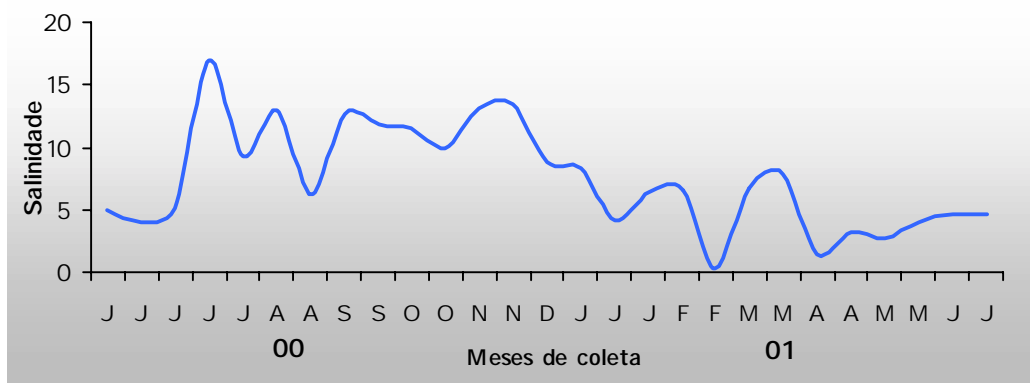


Fig.6: Distribuição temporal das médias de salinidade para todo período de estudo para o estuário do rio Camboriú.

Conforme HERNANDEZ *et al* (2001), a vazão e a qualidade da água de um manancial é sensivelmente afetada pela pluviosidade que ocorre na bacia hidrográfica em questão. Em áreas estuarinas, baixos índices de pluviosidade, tendem a influenciar na vazão do rio, diminuindo o fluxo de água doce, permitindo a entrada de água salgada, provinda pela influência da maré. Já em períodos de intensa pluviosidade, o escoamento de água doce tende a tornar-se mais forte, deixando as águas superficiais menos salinas.

Este comportamento pode estar ocorrendo na área de estudo para o período citado, como já verificado por diversos autores em diferentes locais (CERUTTI and BARBOSA, 1997; CEBALLOS *et al*, 1998; BRAGA *et al*, 2000).

Por ser um ambiente semifechado, o estuário do rio Camboriú sofre diretamente a influência de fatores físicos e hidrodinâmicos na distribuição dos parâmetros físico-químicos. Estes fatores podem ser a maré, a descarga de água doce, forçantes meteorológicas (ventos), e pela própria geomorfologia da bacia de drenagem (KJERFVE, 1985).

A influência da maré foi um dos fatores verificado por PEREIRA FILHO *et al.*, (2002), para este ambiente. Neste trabalho Pereira Filho e colaboradores analisaram a variação intramareal e o transporte de nutrientes em duas condições específicas de maré: quadratura (baixa amplitude de maré) e sizígia (alta amplitude de maré). Com este estudo foi verificado duas situações distintas: durante a campanha de quadratura, o estuário permaneceu estratificado durante todo o ciclo, com valores de salinidade maiores nas camadas de fundo e bem menores nas camadas superficiais, sendo que em períodos de seca esta estratificação tornava-se mais acentuada. Já durante a maré de sizígia ocorria a mistura completa da coluna d'água pela força da entrada das águas marinhas, elevando os valores de salinidade em toda coluna d'água.

SILVA *et al.*, (1998), estudando o mesmo ambiente, observaram uma variação de salinidade de 16 a 25 em apenas 5 horas num mesmo ponto de coleta durante um ciclo de maré de quadratura, comprovando a influência da maré na oscilação dos valores de salinidade deste ambiente.

Analizando a distribuição espacial da salinidade, observa-se um padrão crescente destes valores em direção a desembocadura do estuário do rio Camboriú (Fig.7). Percebe-se que no ponto 5 ocorre uma diminuição da concentração de sal. Este ponto caracteriza-se pela entrada do efluente

tratado da estação de tratamento de esgotos (ETE) de Balneário Camboriú. A entrada deste fluxo de água doce, pode estar gerando uma diluição da água do rio, tornando-a menos salobra.

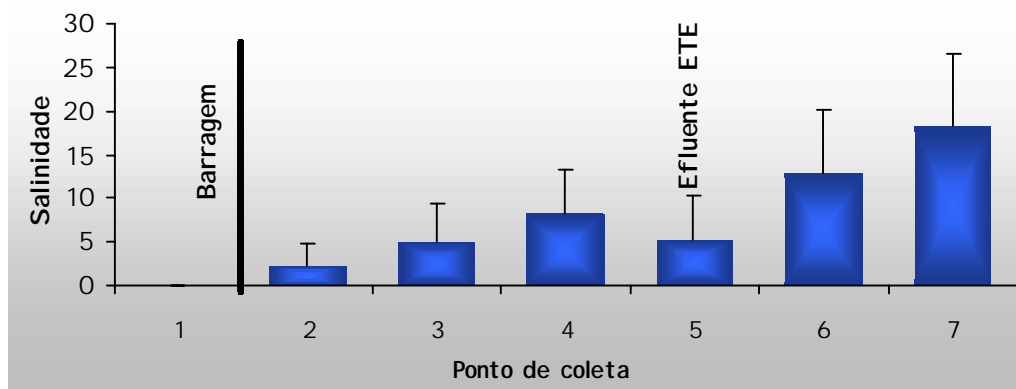


Fig.7: Distribuição espacial dos valores médios de salinidade para todo período de estudo, nos pontos 1 a 7, caracterizando a porção final do estuário do rio Camboriú.

### 6.1.3 pH

Existem alguns parâmetros que podem ser utilizados como indicadores de balanço iônico como os sólidos totais, pH e cloretos. O parâmetro aqui utilizado como indicador do balanço iônico foi o pH. O pH é um dos parâmetros mais importantes e freqüentes na avaliação química da água, pois as fases do tratamento da água como neutralização, precipitação, coagulação, desinfecção, controle de corrosão e outras são dependentes do pH. As águas naturais (doces) geralmente possuem valores de pH que variam entre 4 e 9, sendo que a maioria é levemente básica, devido à presença de bicarbonato e carbonatos dos metais alcalinos terrosos (APHA, AWWA, WEF, 1999).

Para a área de estudo não foi verificada uma grande variação nos valores de pH, sendo que este apresentou uma média geral temporal para todo o

período de estudo de  $6,93 \pm 0,23$ , com uma média mensal mínima de  $6,38 \pm 0,33$  em fevereiro/01, e máxima de  $7,63 \pm 0,56$  em julho/00.

Quando correlacionado pH com os valores de salinidade (Fig.8), encontra-se uma correlação positiva entre estes dois parâmetros. Tal situação devido ao fato de que o pH das águas salgadas é maior do que o pH das águas de origem continental.

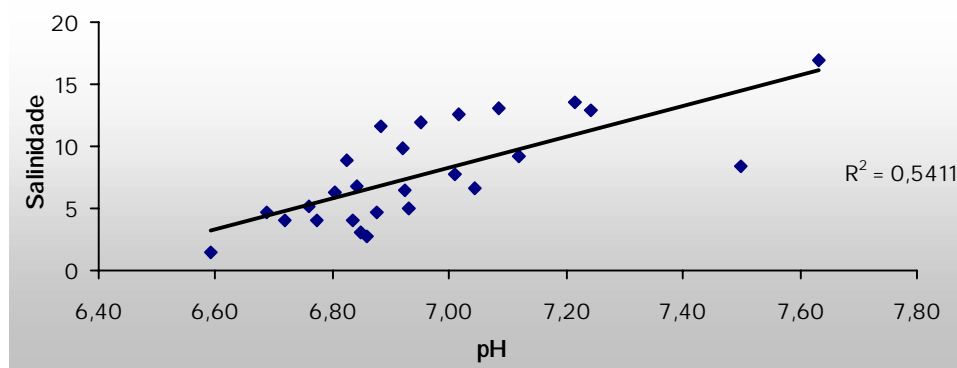


Fig.8: Gráfico de dispersão relacionando valores de salinidade e pH, com o índice de correlação entre os dois parâmetros.

#### 6.1.4 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é um dos elementos mais importantes para a manutenção da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Além de ser um elemento essencial para a oxidação, decomposição e ciclagem da matéria orgânica que circula nos ecossistemas, o oxigênio é essencial para a sobrevivência dos organismos aquáticos, que a utilizam no processo de respiração, além de ser um dos parâmetros mais utilizado como indicador do suporte biológico do meio (BI TTON, 1994).

Para o ambiente em estudo foi verificada uma média temporal para as águas superficiais de  $3,83 \pm 1,20$  mg/L  $O_2$ , com a média mínima registrada em

janeiro/01 e a máxima em maio/01, com os valores de  $1,90 \pm 1,13$  mg/L O<sub>2</sub> e  $6,74 \pm 2,74$  mg/L O<sub>2</sub> respectivamente.

De acordo com a RESOLUÇÃO CONAMA Nº 020, de 18 de junho de 1986, que define as classes de água, o estuário do rio Camboriú fica enquadrado como de classe 2, na sua maior extensão. Para esta classe o nível de oxigênio dissolvido não pode ser inferior a 5 mg/L de O<sub>2</sub>.

Quando verificada a distribuição temporal dos valores médios para todo o período de estudo, observa-se que na maior parte do tempo o rio Camboriú apresenta valores para OD inferiores ao recomendado pela legislação. No período de verão foram registrados os menores valores de oxigênio dissolvido para o estuário, sendo janeiro o mês que apresentou o menor valor, como já citado (Fig.9).

De acordo com BITTON (1994), as perdas de OD são atribuídas ao consumo pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), perda para atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como por exemplo ferro e manganês. Além disto, os níveis naturais de oxigênio dissolvido em um corpo hídrico dependem de fatores físicos a exemplo da temperatura e pressão, aspectos químicos e das atividades bioquímicas do meio.



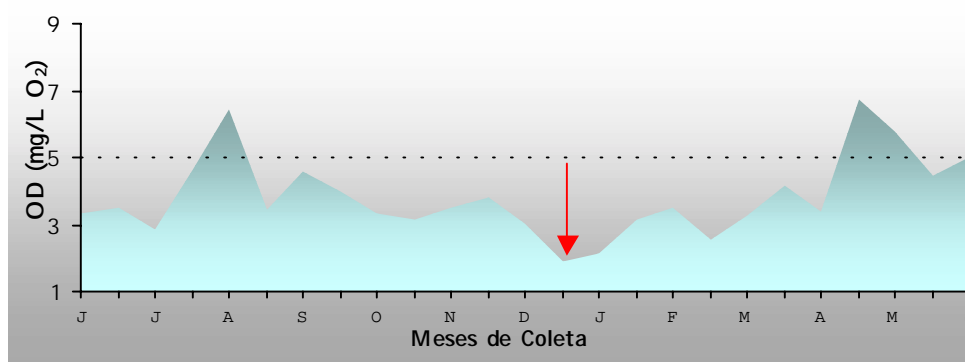


Fig.9: Distribuição temporal dos valores médios de OD, obtidos nos pontos de 1 a 7, e o limite recomendado pelo CONAMA para OD em água de classe 2.

Este padrão de distribuição temporal para OD no estuário do rio Camboriú, pode ser compreendido pelo fato de que, em períodos de altas temperaturas os processos microbiológicos se intensificam, consumindo grande parte deste oxigênio pelas atividades metabólicas dos organismos. Aliado a este fator, temos o aumento da entrada de material orgânico, provindo do aporte direto e indireto de esgotos domésticos no estuário, devido ao incremento populacional que a região sofre no período de verão. Com o aumento de substrato, as atividades de degradação de matéria orgânica se intensificam, consumindo mais oxigênio do meio. Este mesmo comportamento já foi verificado por outros autores (CEBALLO *et al.*, 1998; YUNG *et al.*, 1999) em ambientes como o rio Camboriú, os quais recebiam cargas constantes de rejeitos orgânicos.

Quando realizados os gráficos de distribuição temporal para os parâmetros de temperatura e OD, verifica-se que ocorre um comportamento inverso entre estes dois parâmetros, onde nas maiores temperaturas temos os menores valores de OD, e na situação inversa este comportamento também é verdadeiro (Fig.10), salientando a influência da temperatura nas concentrações

de oxigênio dissolvido, como já verificado em trabalhos realizados por SHTEREVA *et al.*, 1999, em regiões costeiras da Bulgária.

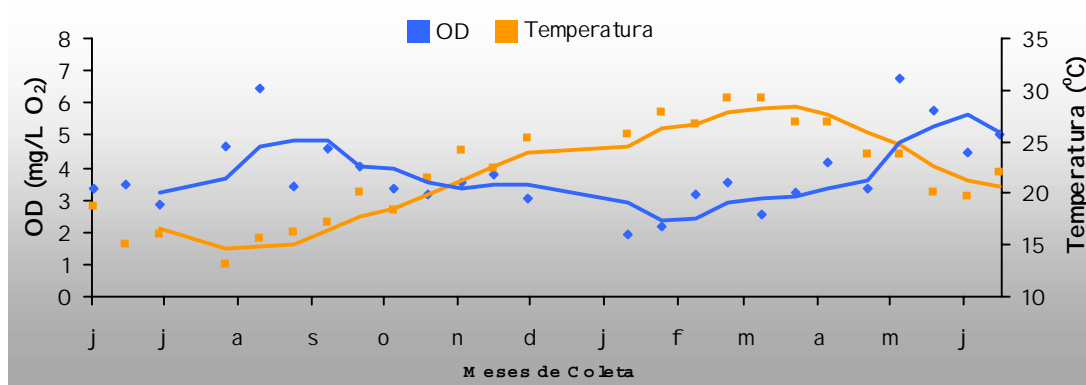


Fig.10: Distribuição temporal dos valores médios de OD (mg/L-O<sub>2</sub>) e temperatura (°C) para todo período de estudo para o estuário do rio Camboriú.

## 6.2 Parâmetros Químicos - Nutrientes

Os parâmetros químicos utilizados na avaliação do estado trófico das águas foram o fosfato, amônio, nitrito, nitrato. Estes elementos são nutrientes que proporcionam o desenvolvimento dos produtores primários em ecossistemas aquáticos. O aumento de carga orgânica proveniente de esgotos domésticos, efluentes industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes, pode gerar o acúmulo de nutrientes inorgânicos dissolvidos no corpo d'água, provocando o aparecimento de algas, cuja decomposição consomem oxigênio.

Os valores mínimos e máximos, as médias gerais dos parâmetros químicos, para todo o período de estudo, com seus respectivos desvios padrões, são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Média mínima e máxima mensal, média geral e desvio padrão dos parâmetros químicos observados durante o período de estudo no estuário do Rio Camboriú (SC).

	<b>Fosfato (mg-P/L)</b>	<b>Amônio (mg-N/L)</b>	<b>Nitrito (mg-N/L)</b>	<b>Nitrato (mg-N/L)</b>
Média Mínima (n=26)	0,026	2,17	0,009	0,024
Média Máxima (n=26)	0,337	11,39	0,070	0,167
<b>Média Geral (n=26)</b>	<b>0,106</b>	<b>4,85</b>	<b>0,025</b>	<b>0,071</b>
<b>Desvio Padrão (n=26)</b>	<b>0,088</b>	<b>1,81</b>	<b>0,015</b>	<b>0,038</b>

### 6.2.1 Fosfato

A média geral de fosfato para todo período de estudo para água superficial foi de  $0,106 \pm 0,088$  mg-P/L, com a menor concentração média ocorrida em julho/00 e a maior em janeiro/01, com os valores respectivos de  $0,026 \pm 0,008$  mg-P/L e  $0,337 \pm 0,014$  mg-P/L. HUANG, (2003) estudando o estuário do rio Pearl (China), encontrou valores de 0,030 mg-P/L, considerando estas concentrações muito elevadas para o ambiente, classificando este como eutrofizado.

O fosfato é um nutriente que pode ser adicionado aos corpos hídricos de forma natural através de lixiviação das rochas da bacia de drenagem, como também pela contribuição pela entrada de esgotos domésticos (excretas humanas e detergentes), agrícolas e químicos industriais.

Quando verificada a distribuição temporal para este nutriente (Fig.11) pode-se verificar que durante os meses considerados de verão, ocorrem as maiores concentrações de fosfato no rio Camboriú. Durante todo o período de amostragem, os valores de fosfato permaneceram acima de 0,025mg-P/L no rio Camboriú, ultrapassando os limites máximos recomendados para águas de

classe 2, conforme estabelecido pela Legislação Brasileira (resolução nº 20 do CONAMA).

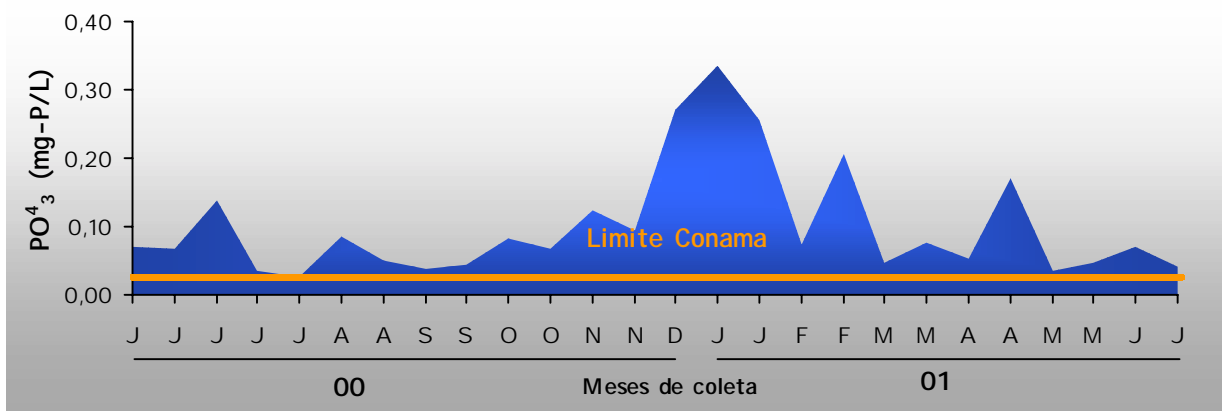


Fig.11: Distribuição temporal dos valores médios gerais para fosfato (mg-P/L), para todo período de estudo no rio Camboriú.

KUROSHIMA *et al* 2000, em estudo realizado na enseada de Balneário Camboriú entre 1997-2000, observaram uma elevação significativa das concentrações de nutrientes inorgânicos (amônio, fosfato), na enseada de Camboriú nas regiões próximas a desembocadura do rio Camboriú. Em sua abordagem os autores ressaltaram que este incremento pode ser um dos reflexos do aumento do processo de degradação da matéria orgânica provinda do aporte continental, principalmente nos meses de verão, onde a carga de efluentes domésticos aumenta devido ao incremento populacional que a região sofre.

Quando realizada a distribuição espacial (Fig.12), verifica-se que as concentrações de fosfato sofrem um gradual aumento em direção a desembocadura do rio Camboriú, até o ponto 5, onde se observam os maiores valores para fosfato. Este ponto é caracterizado pela entrada do efluente

tratado da ETE, e parece ser a principal entrada de fosfato para as águas do estuário do rio Camboriú.

ARAÚJO *et al.*, 1995, em trabalhos realizados em lagoas de estabilização, verificaram que com a diminuição do tempo de detenção hidráulica e com o aumento das cargas orgânicas para dentro das lagoas, ocorre um desequilíbrio no funcionamento das lagoas, diminuindo a eficiência de remoção de fósforo no sistema. Esta situação pode estar ocorrendo no sistema de tratamento em questão, visto que o aporte de efluentes para a ETE aumenta consideravelmente durante os períodos de verão, podendo sobrecarregar a estação.

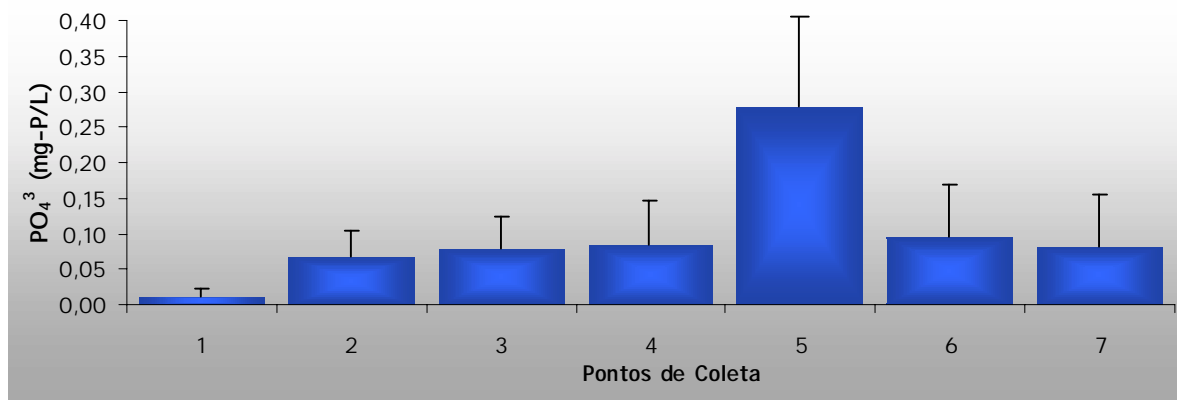


Fig.12: Distribuição espacial dos valores médios gerais para fosfato (mg-P/L), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final.

Após este ponto de coleta (estação 5), as concentrações diminuem gradativamente em direção a desembocadura do estuário (Fig.12), provavelmente causado pela entrada de água salgada, onde através de processos de mistura acaba por diluir estas concentrações. BRAGA *et al* 2000, em estudos no estuário da Baixada Santista, verificaram o mesmo comportamento para fosfato nas regiões de desembocadura do estuário,

sugerindo que este comportamento pode estar associado também à processos de floculação e adsorção ao material particulado em suspensão.

Outro fator que pode estar influenciando na distribuição espacial de fosfato é a maré, fator de forte atuação no ambiente. A entrada do efluente tratado da ETE para o rio é de fluxo constante, gerando a entrada de nutrientes inorgânicos e material orgânico, em diferentes fases de maré (enchente e vazante), criando um padrão de distribuição oscilatório, deslocando as maiores concentrações hora a montante da saída da ETE (ponto 5), hora à jusante, conforme a maré atuante no ambiente.

### **6.2.2 Amônio**

O nutriente amônio apresentou uma média geral de  $4,85 \pm 1,81$  mg-N/L, onde para todo o período de estudo o menor valor médio para água superficial foi de  $2,17 \pm 1,80$  mg-N/L durante o mês de março/01, e o maior valor médio foi verificado em janeiro/01, com a concentração de  $11,39 \pm 20,10$  mg -N/L.

De acordo com PEREIRA FILHO *et al.*, (2002) estes valores para amônio são extremamente altos para água naturais. Áreas consideradas degradadas de outras regiões do litoral brasileiro, não chegaram a atingir valores tão altos para as concentrações de amônio. Exemplos como o estuário da Baixada Santista, no litoral sul de São Paulo, apresentaram concentrações máximas no verão de 1,4 mg-N/L (BRAGA *et al.*, 2000). Já o estuário do rio Itajaí-Açú, situado à cerca de 10Km ao norte do estuário do rio Camboriú, apresentou como a média máxima valores em torno de 0,84mg-N/L (SPILLERE, 2002).

O amônio é o produto final da decomposição bacteriana de material orgânico, sendo um indicativo de contaminação recente por esgotos de origem doméstica e agropecuária, ou seja, de contaminação orgânica. Nestes trabalhos

citados, sempre é ressaltada a influência da entrada de esgotos tratados e não tratados para os ambientes em questão, contribuindo para a alteração da qualidade da água destas regiões pelo aporte excessivo de amônio.

Na distribuição temporal para todo período de estudo (Fig.13), podemos observar que as maiores concentrações deste parâmetro foram registradas no período de verão (meses de novembro/00 a março/01), apresentando o mesmo comportamento que o fosfato, sugerindo a mesma influência sazonal para o incremento de amônio.

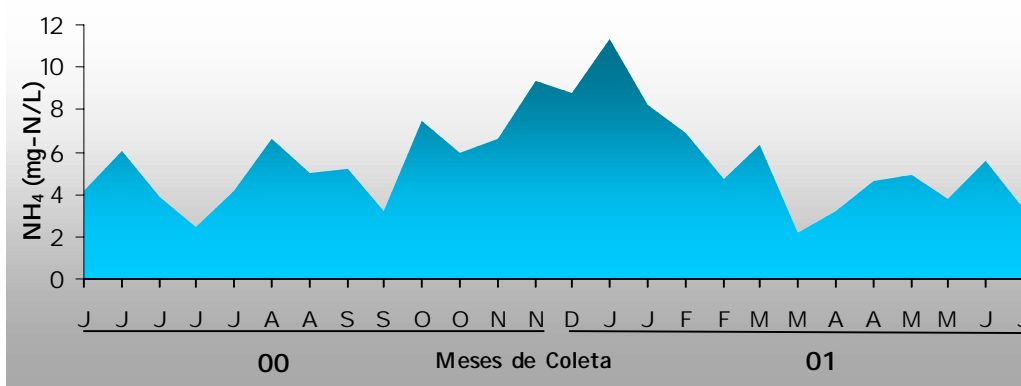


Fig.13: Distribuição temporal da concentração média de amônio (mg-N/L), para todo período de estudo no estuário do Rio Camboriú.

Outro fator que pode estar influenciando as altas concentrações de amônio no período de verão é a comunidade microbológica existente no ambiente. BRI ON & BILLEN (2000), ressaltam que os impactos da descarga de efluentes domésticos nos rios não afetam somente a qualidade da água, mas a dinâmica microbiana do local. Estes autores verificaram que no rio Seine (França), em locais onde ocorriam tratamento de esgoto com decantação ou filtros (tratamento primário), ocorria um decréscimo da biomassa nitrificante nos efluentes finais. A consequência desta redução foi o aumento das concentrações de amônio nas águas do rio.

A ETE de Balneário Camboriú não utiliza tratamento preliminares, porém desde de Fev/99 foi implantado um sistema de tratamento terciário com a aplicação de dióxido de cloro, um forte agente bactericida que atua, em primeira instância, rompendo a síntese protéica nas células bacterianas, apresentando também o rompimento das membranas externas das bactérias gram-negativas. Este bactericida é aplicado no efluente final das lagoas de tratamento, atuando diretamente sob a biomassa bacteriana que está associada a este efluente, podendo vir a reduzir esta biomassa. Como resultado, temos a mesma situação observada no rio Seine (França), citada acima.

Gera-se portanto, a preocupação ambiental desta entrada excessiva de amônio para o meio. Em trabalhos realizados em áreas costeiras (estuários, lagoas e baías) que recebem aportes contínuos de esgotos domésticos e agrícolas, são ressaltados os problemas ligados a eutrofização e suas conseqüências ambientais (OHOWA *et al.*, 1997, WU, 1999; DABY *et al.*, 2002), principalmente ao fato da limitação por N ou P.

REDFIELD (1934), relatou que a proporção entre nitrogênio e fósforo ideal para o desenvolvimento fitoplanctônico é de 16:1 e que, alterações na proporção destes elementos acaba comprometendo a produtividade do ambiente.

De acordo com NEDWELL *et al.* (2002), as razões existentes entre os nutrientes de um ambiente podem indicar qual destes regula a taxa de crescimento das algas ou qual limita o crescimento desta. A maior preocupação em relação a eutrofização e a gestão de nutrientes em águas costeiras tem



sido com proliferação de algas tóxicas (i.e. acumulação de alta densidade de biomassa) em resposta a entrada excessiva de nutrientes para o ambiente.

Quando realizada a relação N:P para o ambiente em estudo verificamos que em nenhum momento a relação 16:1 foi encontrada, sempre permanecendo muito acima deste valor (Fig.14), chegando a valores maiores do que 300. MORELLI (1997) em estudo realizado na enseada de Balneário Camboriú, verificou uma razão N:P de 49,3 para o período de verão, em função do grande aumento da concentração de amônio provindo da área estuarina. Esta razão N:P, muito maior que a ideal para o desenvolvimento fitoplanctônico (N/P : 16), indica uma perturbação do equilíbrio natural do ecossistema e uma potencial limitação da produção biológica pelo fosfato (BODE and DORTCH, 1996; NEDWELL *et al.*, 2002).

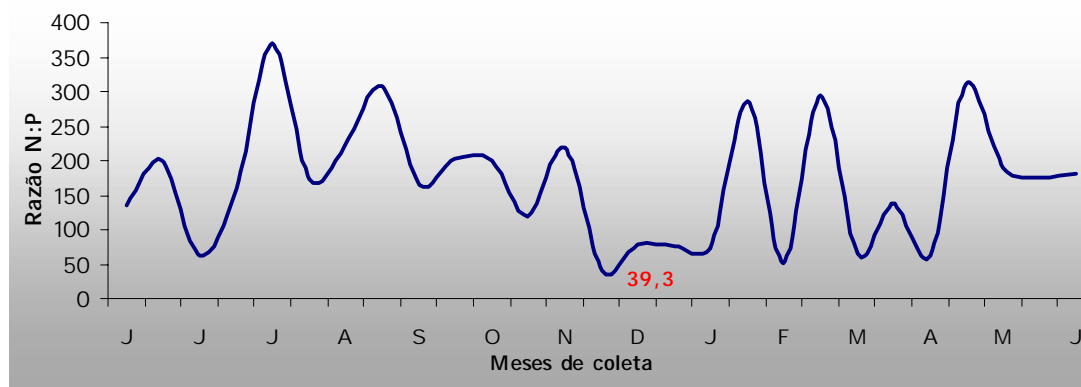


Fig.14: Distribuição temporal da razão N:P para o ambiente de estudo, destacando o menor valor médio encontrado para todo período de estudo.

Este comportamento para a razão N:P no estuário do rio Camboriú, pode ser em função da grande entrada de amônio, a qual favorece o aumento de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID). HUANG (2003), verificou o mesmo

comportamento para rio Pearl, na China, onde o enriquecimento das águas com NID, acaba por incrementar a razão N:P.

Outro fator que pode estar contribuindo para que ocorram altas razões N:P seria o fato de que o fosfato tende a se adsorver ao material particulado que está em suspensão, tornando-se indisponível para a biota.

A entrada de fosfato para o ambiente também é muito grande, como visto anteriormente, mas não suficiente para manter a relação de equilíbrio proposta por Redfield. Durante o verão onde se tem a maior concentração destes dois elementos, percebe-se que a razão N:P tende a cair, justamente pelo aumento significativo que o fosfato sofre durante este período.

Em relação à distribuição espacial temos para amônio o mesmo comportamento do fosfato, salientando a influência da entrada do efluente da ETE para o rio Camboriú (Fig.15), contribuindo para o enriquecimento dos pontos localizados a direita e a esquerda do lançamento do efluente.

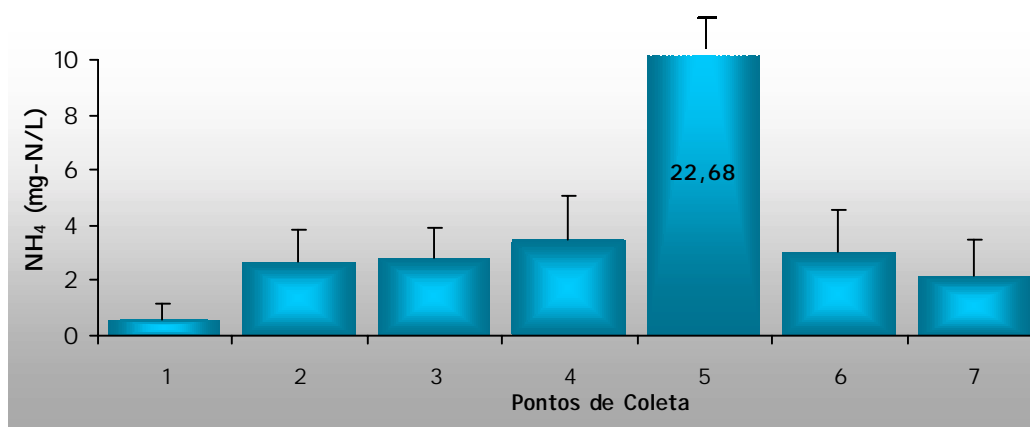


Fig.15: Distribuição espacial dos valores médios gerais para amônio (mg-N/L), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final.

Este mesmo comportamento foi verificado por BRI ON e BILLES (2000), no rio Seine, França. Mesmo após passar por diversos tratamentos, os

efluentes gerados pela população de Paris, chegam ao rio Seine com uma concentração de 7mg/L de amônio no verão, sendo considerado pela Agência de l'Eau Seine-Normandie (A.E.S.N), como a maior fonte de poluição para este rio. A ETE de Balneário Camboriú chega a lançar uma média de 29,4 mg-N/L de amônio no rio Camboriú no período de verão.

### 6.2.3 Nitrito

A média geral de nitrito para todo período de estudo para as águas de superfície do estuário do Rio Camboriú foi de  $0,025 \pm 0,015$  mg-N/L, com a menor concentração média ocorrendo no mês de março/01, com um valor de  $0,009 \pm 0,001$  mg-N/L e a maior no mês de julho/00, com concentração de  $0,070 \pm 0,009$  mg-N/L.

A presença de nitrito em um ambiente aquático está relacionada com uma fase intermediária do ciclo de nitrogênio, resultante da oxidação do amônio, ou mais raramente pela redução do nitrato, este último, em condições anaeróbicas, quando os microorganismos nitrato-redutores utilizam o nitrato como oxidante da matéria orgânica, em substituição ao oxigênio dissolvido (BITTON, 1994).

No primeiro caso, dependendo da concentração de oxigênio dissolvido no meio aquático, a oxidação do amônio segue até o próximo estágio de oxidação do nitrogênio, o nitrato. Quando a concentração de amônio é muita elevada, ou quando a concentração de oxigênio dissolvido na água é insuficiente, pode ocorrer um aumento nas concentrações de nitrito. Assim, muitas vezes, a concentração elevada destes compostos está relacionada com a poluição orgânica do ambiente (HORNE and GOLDMAN, 1994).

Conforme a distribuição temporal de nitrito para o ambiente em estudo (Fig.16), verifica-se que as menores concentrações deste nutriente são encontradas no período de verão. Como visto anteriormente, neste período ocorreram as maiores concentrações de amônio e as menores concentrações de OD, este fato pode estar corroborando para que a concentração de nitrito mantenha-se baixa, pois o amônio não é oxidado a nitrito pela quantidade insuficiente de oxigênio no meio.

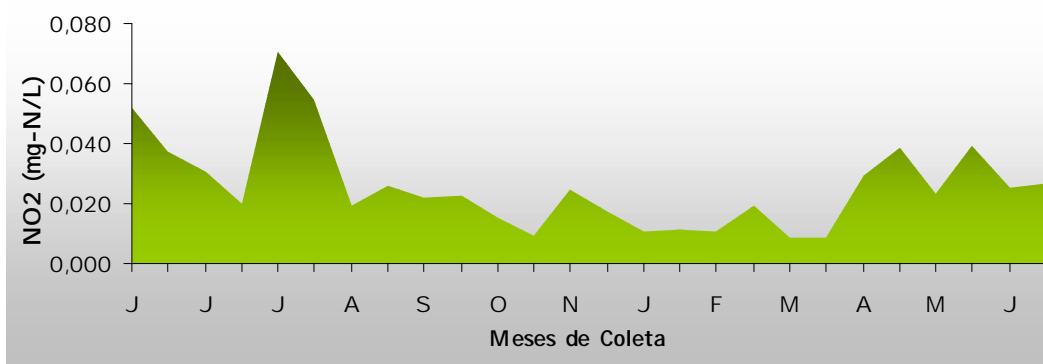
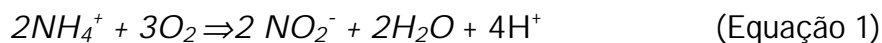


Fig.16: Distribuição temporal da concentração média de nitrito (mg-N/L), para todo período de estudo no estuário do Rio Camboriú.

De acordo com FERREIRA (2000), a quantidade de oxigênio requerida para nitrificação é alta (4,6 mgO<sub>2</sub>/mg-N amoniacal), maior que a quantidade necessária para DBO, gerando uma influência direta da concentração de O.D. sobre a velocidade e a taxa de nitrificação do sistema.

O processo biológico de nitrificação o qual envolve a oxidação de amônia para nitratos, com formação intermediária de nitritos, consiste de algumas reações químicas. A primeira reação a qual converte amônio para nitrito é descrita pela Equação 1.



De acordo com esta equação são necessários 3,43 mg-O<sub>2</sub> para converter 1mg-N de amônio para nitrito. Durante o verão a média de OD para o ambiente em estudo foi de 3,13 mg-O<sub>2</sub>, valor teoricamente insuficiente para realizar a conversão de 1mg-N de amônio para 1mg-N de nitrito, justificando as baixas concentrações deste parâmetro durante o verão, vista a grande quantidade de amônio que entra para o ambiente nesta época.

Quando realizada a distribuição espacial verifica-se que as maiores concentrações para nitrito encontram-se próximo ao ponto de desembocadura da ETE (Fig.17).

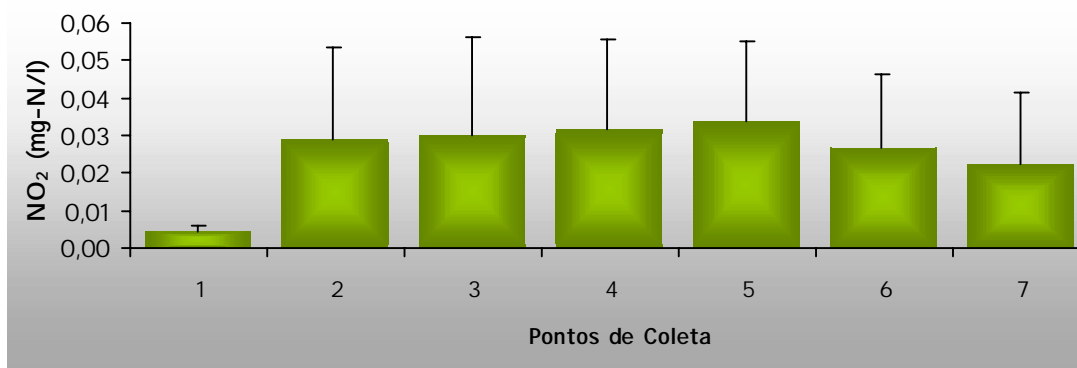


Fig.17: Distribuição espacial dos valores médios gerais para nitrito (mg-N/L), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final.

Os pontos de coleta a jusante e a montante do ponto 5 apresentam clara influência deste sob os valores das concentrações encontradas em cada ponto de coleta, caracterizando a entrada do efluente tratado da ETE como a principal fonte de nitrito para o estuário do rio Camboriú.

#### 6.2.4 Nitrato

O valor médio de nitrato para água superficial do estuário do rio Camboriú foi de  $0,071 \pm 0,038$  mg-N/L, com a média mínima ocorrendo em janeiro/01, com o valor de  $0,024 \pm 0,017$  mg-N/L, e a média máxima em abril/01 com valor de  $0,167 \pm 0,046$  mg-N/L.

Com a distribuição temporal verifica-se que o nitrato possui o mesmo comportamento para nitrito, padrão este esperado visto que a fonte de nitrato seria teoricamente provinda da oxidação do nitrito. Como este se encontra com baixas concentrações no meio, o nitrato também apresenta o mesmo comportamento (Fig.18), com as menores concentrações observadas no período de verão.

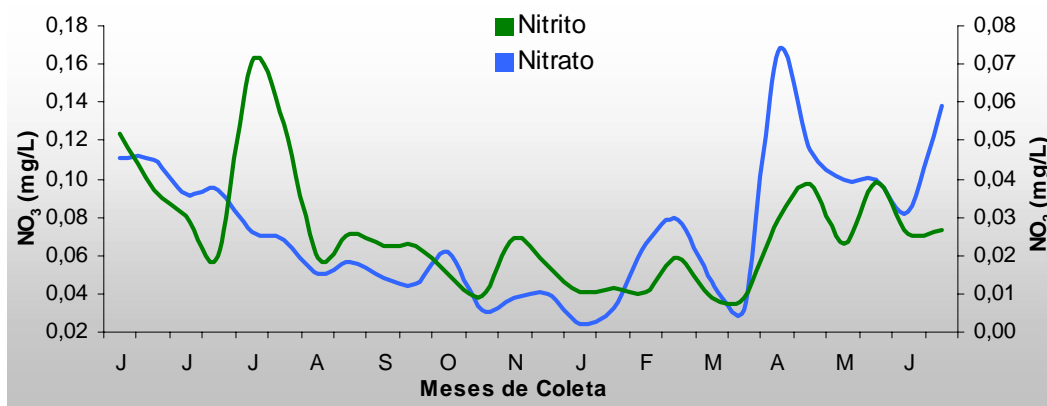


Fig.18: Distribuição temporal das concentrações médias de nitrato e nitrito (mg-N/L), para todo período de estudo no estuário do Rio Camboriú.

De acordo com SEMHI *et al* (2000), as concentrações de nitrato nas águas de rio apresentam uma correlação positiva com os índices populacionais das cidades, com processos de lixiviação dos solos em áreas agrícolas e com aplicação de fertilizantes. Cerca de 85% do estoque total de N provêm de atividades agrícolas, sendo que as aplicações de fertilizantes contribuem com 65-70%.

Geralmente a existência de concentrações elevadas de nitrato no ambiente indicam uma contaminação por esgotos de origem doméstica, mas em regiões onde as práticas agrícolas são exercidas, esta passa a ser uma fonte importante de nitrato para o ambiente através de processos de lavagens dos solos em épocas de chuva. Como visto no gráfico de distribuição temporal, os maiores valores de nitrato encontram-se nos períodos de inverno, meses em que ocorrem na região as maiores incidências de chuva (ATLAS,1994), corroborando com a hipótese de que esta seria a principal entrada deste nutriente para o meio.

SEMHI *et al.* (2000), avaliando o impacto do uso de fertilizantes nitrogenados no rio Garonne, na França, verificou que durante os períodos de altas taxas de pluviosidade na região, as concentrações de nitrato no rio aumentavam, corroborando com a hipótese de que, as lixiviações dos solos causadas pelas chuvas estariam incrementando as concentrações de nitrato naquela região.

Pode-se verificar através da distribuição espacial do nitrato (Fig.19) que esta situação ocorre no ambiente de estudo. As maiores concentrações de nitrato encontram-se a montante do lançamento do efluente da ETE, no ponto 1, sendo este ponto o mais próximo das culturas de arroz da região. Com o distanciamento deste ponto as concentrações vão diminuindo chegando ao mínimo na estação que recebe o efluente da ETE.

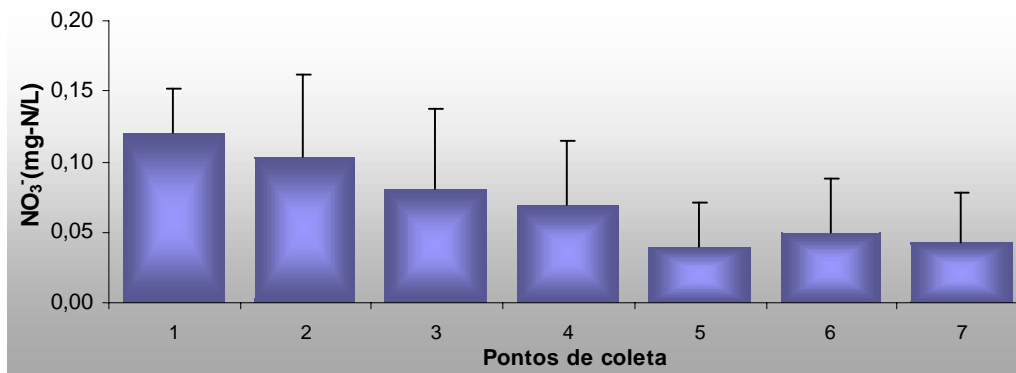


Fig.19: Distribuição espacial dos valores médios gerais para nitrato (mg-N/L), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final.

A entrada deste efluente gera uma diluição da concentração do nitrato que está no meio, visto que no próximo ponto (6) ocorre novamente um incremento das concentrações deste nutriente. Teríamos então duas fontes distintas para as formas nitrogenadas dissolvidas para este ambiente, uma provinda do efluente tratado da ETE (amônio e nitrito) e outra das atividades agrícolas da região (nitrato).

### 6.3 DBO<sub>5</sub>

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), é um parâmetro utilizado para medir a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, através da decomposição microbiana aeróbia, para uma forma inorgânica estável de uma determinada amostra. Esta análise mede a quantidade de oxigênio consumida na respiração e oxidação da matéria orgânica à temperatura de 20° C em 5 dias, chamada de DBO<sub>5</sub>. Em termos gerais, o resultado da DBO<sub>5</sub> fornece uma indicação do teor de matéria orgânica biodegradável na amostra.



No ambiente em estudo verificou-se uma média geral para  $\text{DBO}_5$  nas águas superficiais de  $7,35 \pm 3,09 \text{ mg/L de O}_2$ , com a menor média registrada no período de inverno ( $3,51 \pm 3,39 \text{ mg/L de O}_2$ ) e a maior durante o período de verão ( $16,91 \pm 25,35 \text{ mg/L de O}_2$ ).

Na distribuição temporal dos valores médios, pode ser verificado que a distribuição de  $\text{DBO}$  não possui uma sazonalidade marcante como os outros parâmetros (Fig.20), apresentando oscilação dos valores em todo período de estudo. Estas variações demonstram que a entrada de material orgânico para o ambiente pode estar relacionada a entradas pontuais de esgotos domésticos que ocorre em toda extensão do rio, aliado ao aporte do efluente da ETE.

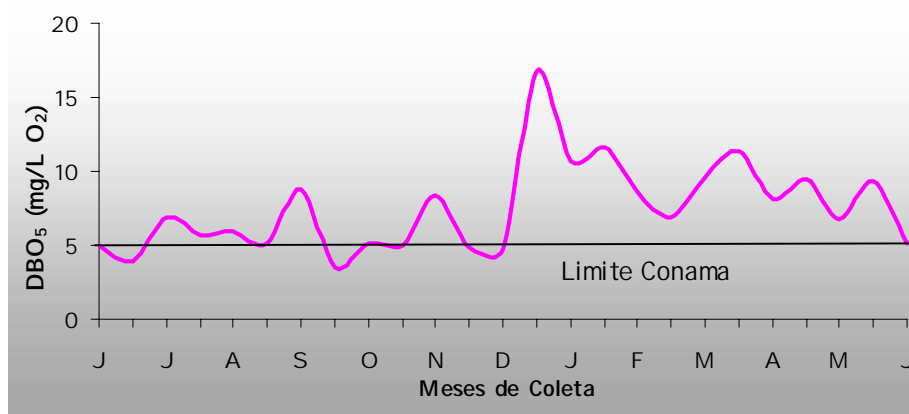


Fig.20: Distribuição temporal dos valores médios de  $\text{DBO}_5$  (mg/L de  $\text{O}_2$ ), para todo período de estudo no rio Camboriú.

Os valores encontrados durante a maior parte do período de estudo, encontram-se muito acima do limite de  $5 \text{ mg/l de O}_2$  estabelecido pela legislação do CONAMA 20/86, para rios de classe 2. Percebe-se que a partir de dezembro/00, a  $\text{DBO}_5$  sofreu um incremento em seus valores e estes continuaram elevados até meados de junho, onde parece ocorrer uma leve diminuição destes.

A presença desta variável, em concentrações acima dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA em um corpo d'água, é provocado por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir a completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e de outros organismos, levando ao desequilíbrio ecológico.

Esta situação ocorreu em duas situações distintas no ano de 2000 e 2001 neste ambiente, quando após uma grande enxurrada na região, foi verificada uma mortalidade em massa de organismos pertencentes a diferentes níveis da cadeia trófica neste estuário.

KUROSHIMA *et al*, 2000, observaram que até o período de 1999 havia uma certa sazonalidade na distribuição de  $\text{DBO}_5$  no ambiente em estudo, e que após a introdução de um novo método de desinfecção, adotado pela Casan em fevereiro de 1999, estes valores tenderam a ser alterados. De acordo com os autores, a introdução do dióxido de cloro como tratamento terciário do efluente da CASAN, com o objetivo de diminuir a colimetria, pode ter afetado também os microorganismos responsáveis pela degradação deste material orgânico.

Quando verificada a distribuição espacial da  $\text{DBO}_5$ , nota-se que os maiores valores, para o ambiente em estudo, localiza-se justamente em frente à saída da estação da ETE, com uma concentração média de 33,23 mg/L de  $\text{O}_2$  (Fig.21). Nos outros pontos de amostragem os valores de  $\text{DBO}_5$  permanecem dentro dos padrões exigidos pelo CONAMA, cujo valor médio foi de 3,20 mg/L de  $\text{O}_2$ . COSTÓDIO *et al* (2002), avaliando o grau de eficiência da ETE, verificaram que as lagoas de tratamento da ETE não apresentavam a eficiência

necessária na redução da carga orgânica do efluente bruto que entra para o sistema, apresentando por vezes valores de  $\text{DBO}_5$  de 180 mg/L de  $\text{O}_2$ , na saída final das lagoas de tratamento da ETE. De acordo com a Legislação Estadual de Santa Catarina/1981, o limite para lançamento em corpos de águas interiores, lagunas, estuários e a beira-mar, seria de 60mg/l, o que significa que este efluente chega a apresentar em algumas situações concentrações três vezes superiores a máxima concentração determinada pela legislação.

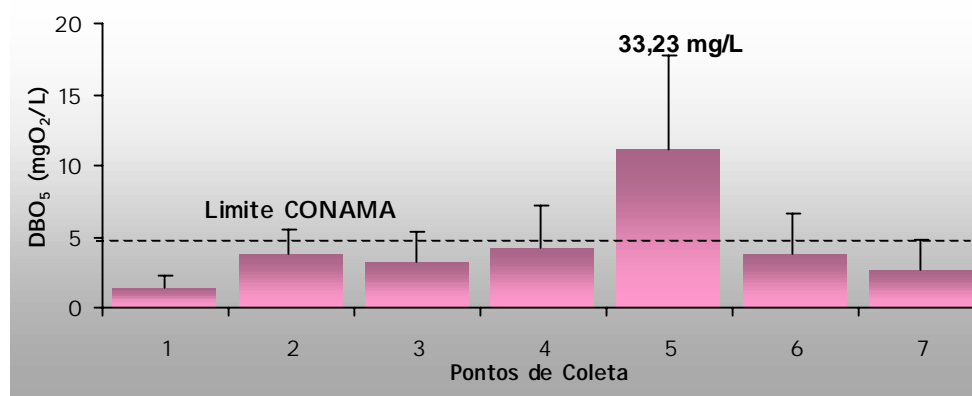


Fig.21: Distribuição espacial dos valores médios de  $\text{DBO}_5$  (mg/L de  $\text{O}_2$ ), dos pontos 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final.

Quando estas águas são lançadas nas águas do rio Camboriú, os organismos presentes no ambiente começam a degradar este material, consumindo oxigênio. Como visto anteriormente os níveis de oxigênio nesta região do rio apresentam valores baixos, possivelmente devido a este processo de degradação. Aliados a estes fatores têm-se a atuação do dióxido de cloro, que possivelmente esteja também atuando sobre as bactérias naturais da região.

Tem-se então três fatores que podem estar comprometendo a qualidade da água do rio Camboriú: 1) o lançamento de efluente com altas concentrações

de material orgânico, 2) atuação de bactericida na saída da estação de tratamento e 3) baixos valores de oxigênio no meio. Estes três fatores associados podem levar a um possível desequilíbrio ambiental e alteração da biota existente no local.

### **6.5 Coliformes Fecais**

A contagem de coliformes totais (CT) nos corpos de água é um importante parâmetro para verificar a possibilidade de contaminação do ambiente por lançamentos de esgotos (DABY *et al.*, 2002). Para a avaliação do grau de contaminação bacteriológica da água, são realizadas avaliações dos coliformes fecais (CF). Os coliformes fecais não são considerados patogênicos, porém devido a sua origem - intestino de animais homeotérmicos - a sua detecção na amostra é um indicador da existência potencial de agentes verdadeiramente patogênicos nas águas, tais como o vibrião colérico, o vírus da hepatite e bactérias patogênicas como a Salmonela e outros.

Para avaliar este indicador utilizou-se a média geométrica para os dados obtidos, devido a grande variabilidade entre os pontos e os meses de coleta. Durante todo período de estudo os valores para colimetria encontraram-se acima do permitido pela Resolução do CONAMA para corpos de águas de classe 2, como visto na distribuição temporal (Fig.22).

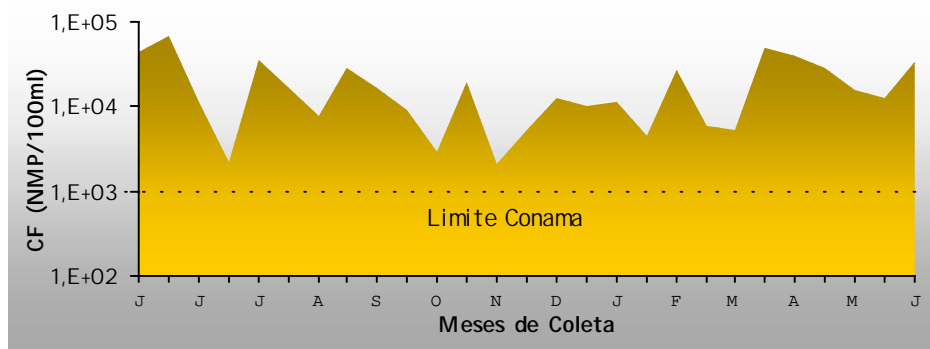


Fig.22: Distribuição temporal dos valores médios de CF (NMP/ml), para todo período de estudo no rio Camboriú.

Os dados de colimetria não seguiram um padrão de distribuição, apresentando oscilações durante todo período de estudo. A média geométrica para todo período de estudo foi de  $1,3 \times 10^4$  NMP/100ml, com a menor média observada durante o mês de novembro/00 e o maior no mês de abril/01, com número de células de  $2,1 \times 10^3$  e  $4,9 \times 10^4$  NMP/100ml, respectivamente.

Quando analisados separadamente os resultados obtidos para os períodos de verão e inverno, observa-se que as médias gerais para o verão foram menores do que para o inverno, com valores respectivos de  $3,1 \times 10^4$  NMP/100ml e  $9,7 \times 10^4$  NMP/100ml. Este comportamento é o inverso ao que encontramos na maioria dos trabalhos que abordam a contaminação por agentes bacteriológicos em águas que recebem efluentes domésticos (DABY *et al.*, 2002; KARAKOÇ *et al.*, 2003).

Uma das hipóteses a levantar seria de que a salinidade pode estar influenciando estes resultados, visto que durante o verão os valores de salinidade foram maiores do que no inverno devido à pouca incidência de chuvas na região. A salinidade atua como um bactericida para alguns tipos de bactérias como por exemplo os coliformes, além do que a entrada da água do mar também ajuda a diluir/dispersar a biomassa de coliformes. Realizando a correlação

entre estas variáveis verificamos a relação negativa entre coliformes e salinidade (Fig. 23), justificando esta hipótese.

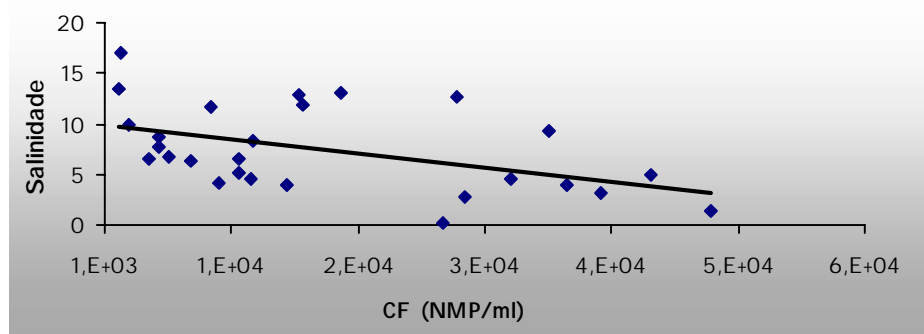


Fig.23: Gráfico de dispersão entre a média geral de salinidade e média geométrica de CF, para todo período de estudo.

Aliado a este fator tem-se ainda a forte atuação do sol durante o período de verão, o qual apresenta um importante efeito bactericida, seja pela radiação UV seja pelo efeito indireto sob a fotossíntese, produzindo oxigênio e limitando o crescimento de enterobactérias.

Outro ponto a ser ressaltado seria a aplicação do Dióxido de cloro. De acordo com KUROSHIMA *et al.* (2000) durante os períodos de estudo na Enseada de Balneário Camboriú, foi verificado que ocorriam picos nos valores de colimetria no verão de 2000, na extremidade sul, os quais coincidiam com períodos em que não havia lançamentos de dióxido de cloro pela CASAN, por motivos de manutenção. Estes aumentos corroboram com a teoria de que a diminuição nestes valores durante os meses de verão, pode estar relacionada com a aplicação deste composto na água, o qual era intensificado durante os meses de verão.

Associado a isto, JUNLI *et al.* (1997) estudando os feitos do dióxido de cloro, resalta que o efeito bactericida deste composto é acentuado com o

aumento da temperatura. Este autor verificou que com um aumento de 10°C, a ação bactericida dobrou.

Já espacialmente, verifica-se outro comportamento. Na Figura 24 verifica-se que os valores de colimetria são maiores no ponto 2, e diminuem gradativamente até o ponto onde ocorre a entrada do efluente da ETE. Apesar do lançamento do dióxido de cloro, esta entrada contribui para o aumento dos valores de colimetria no ponto 5. Existe a hipótese de que este efluente esteja recebendo a contribuição de outros esgotos sem tratamento das casas que existem nas proximidades da saída deste, incrementando desde modo os valores de CF.

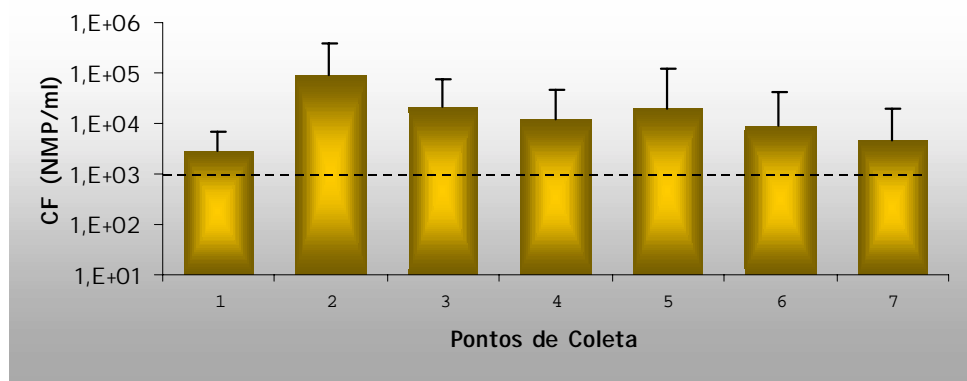


Fig.24: Distribuição espacial das médias gerais de CF (NMP/ml), para os pontos de 1 a 7, caracterizando o rio Camboriú em sua porção final.

Apesar de terem sido investidos esforços da CASAN para que o efluente da ETE ao entrar no rio Camboriú atendesse aos padrões de lançamento de efluentes para rios de classe 2, o qual estabelece um limite máximo de  $1 \times 10^3$  NMP/ml, este permaneceu sempre acima dos limites estabelecidos.

Já no ponto 1, temos a presença de concentrações acima dos valores permitidos pela legislação devido a presença de muitas propriedades que possuem criação de animais, contribuindo para o incremento dos valores de coliformes fecais neste ambiente.

### **6.6 Bactérias**

As bactérias devido a sua importância como decompositoras de material orgânico, tem sido reportadas como as maiores remineralizadoras de nutrientes para os ambientes aquáticos (GOLDMAN *et al.*, 1987). A composição química da matéria orgânica varia significativamente de acordo com a sua origem, e de acordo com esta variabilidade observa-se também uma alteração na comunidade bacteriana do local.

Estudos realizados por REGAN *et al.*, 2003, em ambientes que utilizavam cloraminas como desinfetante de água residuais, evidenciaram uma atuação significativa de bactérias que atuavam na oxidação de amônia. Estas produziam nitrito, e subseqüentemente uma segunda comunidade de bactérias surgia, as quais responsáveis pela oxidação do nitrito.

Além das condições de entrada de substratos, as quais podem influenciar no crescimento das bactérias, os fatores físicos também atuam de forma importante em cada ambiente. Diversos estudos têm mostrado que a temperatura é um dos fatores físicos mais importantes, atuando na biomassa, na produção, no crescimento e na captura de substrato pelas bactérias, em ambientes aquáticos (SHIAH e DUCKLOW, 1994).

No rio Camboriú, foram realizados em dois pontos específicos (ponto 1 e 5), a coleta de água para análise de dados bacteriológicos, com o objetivo de estimar a biomassa bacteriana e sua relação com os parâmetros químicos e



físicos. Os pontos foram escolhidos baseados em estudos anteriores, com os quais foi selecionado o ponto menos afetado pelas entradas de efluentes domésticos e o mais influenciado por esta.

O ponto um caracteriza-se por ser mais afastado das entradas antropogênicas, encontrando-se em frente ao ponto de captação de água da CASAN para distribuição no município de Balneário Camboriú. Neste ponto encontrou-se um valor médio de  $1,28 \times 10^{18}$  cel/ml. Já o ponto 5, recebe o efluente tratado da ETE e contém, como visto em toda discussão acima, as maiores concentrações dos parâmetros analisados, portanto um dos pontos mais impactados do rio. Era de esperar que neste ponto o número de biomassa bacteriana fosse maior, em contrapartida este apresentou a média geométrica 100 vezes menor, com o valor de  $5,93 \times 10^{16}$  cel/ml.

De acordo com BRI ON e BILLEN (2000), os impactos da descarga de efluentes domésticos nos rios não afetam somente a qualidade da água, mas a dinâmica microbiana do local. Estes autores verificaram no rio Seine (França), que em locais onde ocorriam tratamento de esgoto com decantação ou filtros, ocorria um decréscimo da biomassa nitrificante nos efluentes finais, fazendo com que a concentração de amônio no rio permanecesse alta em uma grande extensão. Somente após estas bactérias crescerem no meio é que começava a ocorrer a oxidação do amônio. Nas estações de tratamento onde não ocorria este tipo de tratamento, a biomassa nitrificante dos rios que recebiam estes efluentes, aumentava, e seus efluentes apresentavam valores de amônio bem menores.

Para o rio Camboriú foi verificada em todo período de estudo alta concentração de amônio, e que especialmente o decaimento das bactérias

ocorre justamente no ponto em frente ao lançamento de efluentes da ETE de Balneário Camboriú. Nesta estação de tratamento é realizada a aplicação de dióxido de cloro no efluente final, um forte agente bactericida utilizado como tratamento terciário para aumentar a eficiência da eliminação das bactérias do gênero coliformes.

O dióxido de cloro por apresentar uma ação oxidante, atua como agente bactericida sendo bastante eficiente na inativação de bactérias, vírus, e na destruição de cistos de protozoários patogênicos na água e efluentes. Vários trabalhos avaliaram a efetividade do dióxido de cloro na sua ação bactericida e verificaram uma redução em torno de 99% na maioria dos microrganismos testados (BITTON, 1994).

Este bactericida pode estar atuando sob as bactérias nitrificantes que saem da lagoa para o meio, reduzindo a biomassa em um ponto específico do rio, o ponto 5.

Outro fator que pode estar influenciando na diminuição do número de bactérias poderia ser a aplicação de cloreto férrico na lagoa terciária da estação. Este procedimento é adotado apenas durante os meses de verão, com o objetivo de diminuir a carga orgânica que vai para as lagoas, evitando sua sobrecarga. O cloreto férrico gera a flotação de material de fundo. Com esta flotação, o filme bacteriano que atua junto a este material orgânico acaba sendo também retirado das lagoas.

Realizando a distribuição temporal dos parâmetros analisados em relação ao número de bactérias verifica-se que a temperatura apresenta uma relação positiva (Fig.25) com o número de bactérias, salientando a sua atuação na atividade metabólica destes microrganismos.

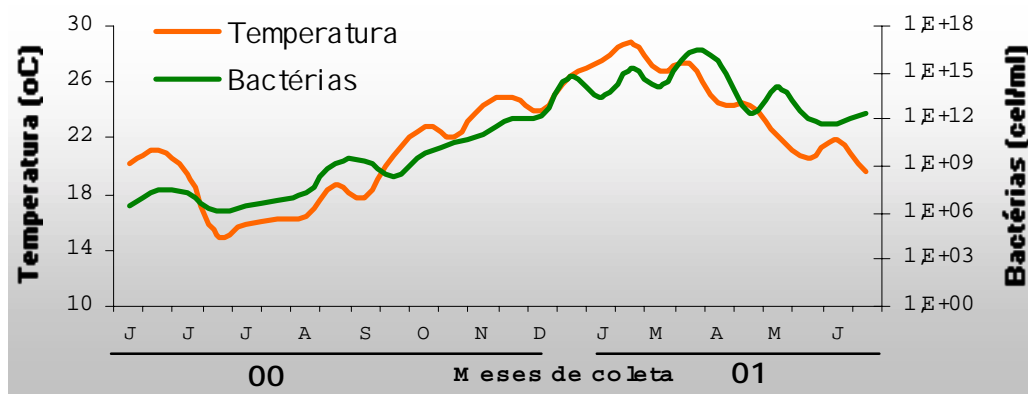


Fig.25: Distribuição temporal das médias gerais de temperatura e médias geométricas de bactérias, para todo período de estudo.

Trabalhos realizados por LI (1998), na Baía de Bedford, Canadá, demonstraram que em águas superficiais a biomassa de bactérias heterotróficas estava relacionada diretamente a temperatura da água. O número de bactérias existente neste ambiente apresentava uma relação direta com o aumento da temperatura, e que a partir de 14°C estas apresentavam um decréscimo em sua biomassa. Como esta região é uma região de águas frias, o incremento da temperatura acabava por limitar seu crescimento, mesmo que a entrada de substrato fosse contínua. Em regiões tropicais as bactérias já adaptadas a temperaturas maiores, parecem apresentar um limitante a estas temperaturas.

TIBBLES (1996) verificou que a entrada de substrato para o ambiente não apresentava tanto efeito no crescimento bacteriano. Este só era significativo quando ocorria o aumento da temperatura, sendo que a resposta do crescimento da biomassa bacteriana ao aumento da entrada de material orgânico, era muito mais rápido nesta situação.

CARLSSON e CARON (2001), verificaram que a produção bacteriana em um lago em Massachusetts era baixa em temperaturas menores do que 12°C, e

que aumentava em temperaturas acima deste valor. Entretanto a produção só apresentava valores significativos quando ocorriam entrada de nutrientes ou substrato para o meio.

Para salinidade avaliamos apenas o ponto 5, devido ao fato do ponto 1 não apresentar a influência da maré devido a implantação de uma barragem para impedir a entrada de água salgada na estação de captação de água da CASAN. Verificamos que este parâmetro apresentou uma fraca relação negativa com o número de bactérias existentes no ponto 5.

Este padrão é esperado, visto que esta pode apresentar um efeito deletério para as bactérias típicas de ambiente de água doce. Apesar do ambiente ser classificado como estuarino, no ponto 5 temos uma grande contribuição do efluente da ETE, que acaba por diluir as águas do rio deixando-a menos salobra. Podemos ter então duas situações, uma de que a entrada de efluente da ETE acaba também diluindo as bactérias existentes no ambiente, ou de que as bactérias que entrariam para o ambiente seriam tipicamente de ambientes de água doce e ao entrar em contato com as águas salobras acabariam morrendo.

Teríamos ainda a aplicação do dióxido de cloro, que estaria atuando sobre as bactérias existentes no ambiente, e não apenas nos coliformes como proposto pela CASAN. É interessante relatar que os dados para colimetria não seguem o mesmo padrão que as bactérias, sendo que os números de coliformes apresentaram durante o inverno valores inferiores aos do verão, para os dois pontos avaliados para as bactérias.

Para verificar temporalmente a distribuição das bactérias nestes dois pontos, foram analisados separadamente os dados obtidos para os meses de

inverno e verão. Verificou-se que os números de bactérias nos meses de verão (A) são maiores no ponto 1 e menores no ponto 5, sendo que durante os meses de inverno (B) esta situação inverte-se (Fig.26).

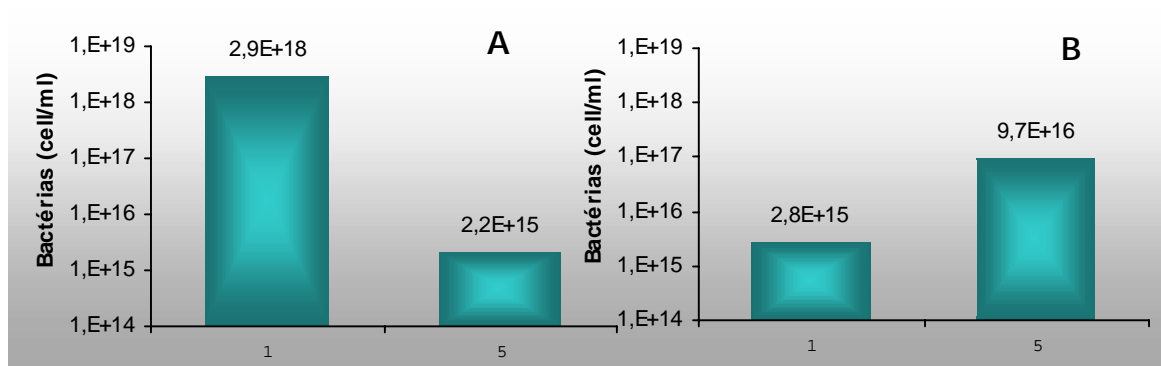


Fig.26: Distribuição espacial para os meses de verão (A) e inverno (B) dos números de bactérias.

O esperado era de que, com o aumento da carga de efluentes que entra para a ETE durante os meses de verão, o número de bactérias também aumentasse, devido à temperatura ser favorável ao crescimento de biomassa e pela disponibilidade de substrato no meio. Mas o que se observa é um incremento substancial na estação 1 e o decréscimo na estação 5.

Temos que para o ponto 1 o comportamento bacteriano é mais aproximado do natural, onde durante o período de inverno sua biomassa é menor, e durante o verão ela aumenta consideravelmente, seguindo o comportamento avaliado em estudos citados acima para o efeito da temperatura. Já o ponto 5, considerado impactado, apresenta um comportamento diferenciado do que poderíamos chamar de “esperado”.

Para conseguirmos interagir todos os parâmetros obtidos neste estudo com a biomassa bacteriana, e verificar quais as melhores correlações, foi utilizada a análise de componentes principais (ACP). Este tipo de análise é um

método estatístico capaz de agrupar as relações de vários dados num mesmo gráfico, facilitando a interpretação destes.

Na análise de componentes principais realizada para o ponto 1, tivemos uma explicação de 53,09% da distribuição dos dados, utilizando para este os dois primeiros eixos, sendo que o primeiro eixo explicou 34,95% da dispersão dos dados e o eixo 2, 18,14%.

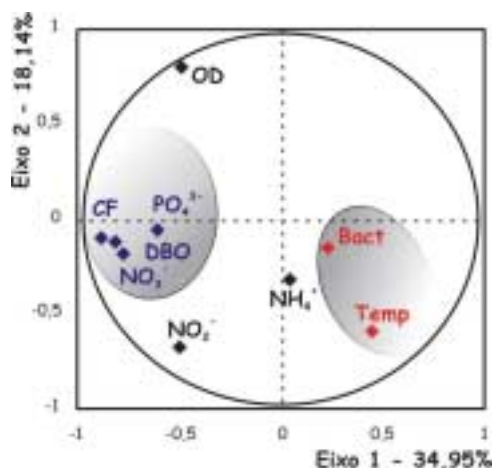


Fig.27: Análise de componentes principais relacionando todos os parâmetros analisados no ponto 1, no estuário do Rio Camboriú.

A partir desta análise podemos verificar que para o ponto 1 temos um grupo de variáveis que apresenta forte relação positiva, os nutrientes inorgânicos de fosfato e nitrato, DBO e CF. Visto que o ponto 1 encontra-se próximos das regiões agrícolas, os processos de lavagem dos solos podem ser os responsáveis por este comportamento para o ponto 1. Entende-se que se a entrada de fosfato fosse de origem antropogênica (esgotos domésticos), encontraríamos também relação com amônio neste ponto, mas isto não ocorre. Podemos verificar que o amônio encontra-se fracamente relacionado com este grupo, indicando assim uma outra fonte para este elemento (Fig.27).

As bactérias apresentaram uma boa relação com a temperatura, tanto no plano fatorial 1x2 como no plano fatorial 1x3 (Fig.27 e 28), onde esta apresenta sua melhor correlação. Como já visto na distribuição espacial para os dois pontos, observamos que durante o período de inverno a biomassa bacteriana no ponto1 é baixa, e que durante o verão ela sofre um incremento significativo. Este comportamento também é evidenciado pelo ACP, onde as bactérias apresentaram no ponto 1 uma relação positiva com a temperatura. Este comportamento já era esperado para a comunidade bacteriana existente no meio, visto que a alteração da temperatura tende a alterar o metabolismo bacteriano.

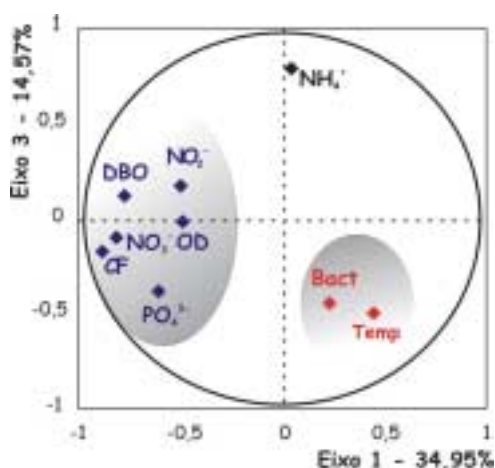


Fig.28.: Análise de componentes principais do ponto 1, utilizando os eixos 1 e 3.

As distribuições entre os demais parâmetros analisados neste estudo parecem não apresentar relações positivas com o número de bactérias no local, podendo indicar que a comunidade microbiana neste ponto não está condicionada aos nutrientes em questão. Em relação a matéria orgânica (DBO), a qual poderia apresentar uma relação positiva, podemos ter o que chamamos

de substrato pobre, onde as necessidades nutricionais requeridas pela população microbiana presente não são atendidas.

Os padrões de crescimento bacteriano são alterados em resposta aos tipos de substratos orgânicos que entram para o meio. CHURCH *et al* (2000), em seu trabalho com limitação de crescimento bacteriano, verificou que as razões de crescimento bacteriano parecem ser controladas primeiramente pela disponibilidade de glicose e aminoácidos livres, mas que estas podem sofrer um aumento considerável quando, associado ao substrato orgânico, tem-se a adição de amônio e fosfato.

Neste trabalho o autor também ressalta que a composição e a disponibilidade de matéria orgânica também influenciam no crescimento, produção e biomassa bacteriana.

Em trabalhos realizados paralelamente a este (KUROSHIMA *et al.*, 2000), tem-se verificado que a produção de COP no estuário é alta, apresentando uma média para o ponto 1 de 1,16 mg-C/L, valores muito próximos ao encontrados para estuário do rio Itajaí-Açú, que recebe um aporte antropogênico em sua bacia de drenagem muito maior do que no rio Camboriú. Podemos entender que este carbono que entra para o rio Camboriú pode estar enriquecida ou associada a outros compostos, os quais não beneficiem o crescimento bacteriano.

Em relação ao ponto 5, quando realizamos a análise de componentes principais, temos um comportamento diferenciado em relação ao ponto 1.

Como já descrito em todo trabalho, o ponto 5 encontra-se impactado, e recebe uma grande quantidade de nutrientes e DBO. Era esperado que neste



ponto a comunidade bacteriana apresentasse uma relação positiva com os nutrientes e DBO.

O que podemos verificar é que para este ponto as bactérias apresentam melhor correlação com o parâmetro de OD, apresentando um  $r = 0,75$ . Este comportamento sugere que as bactérias neste ambiente têm forte ligação com a utilização de OD para suas atividades metabólicas, podendo utilizá-lo na oxidação do amônio aos íons de nitrito e nitrato, como já discutido anteriormente.

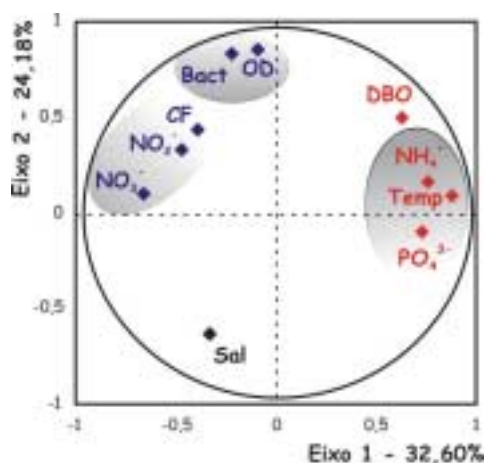


Fig.29: Análise de componentes principais relacionando todos os parâmetros analisados no ponto 5, no estuário do Rio Camboriú.

Já em oposição as bactérias temos a salinidade, apresentando um  $r = -0,29$ , salientando que estas são características de água doce. A salinidade neste ponto pode estar apresentando o efeito bactericida que citamos na discussão dos dados de salinidade com bactérias, podendo contribuir para que o número de bactérias neste ponto seja menor do que no ponto1.

No ponto 5 destacam-se dois grupos distintos, que se encontram associados ao eixo 1 na análise de ACP. Um que compreende os coliformes,

nitrito e nitrato e o outro onde temos amônio e fosfato. Como estes se encontram em oposição podemos dizer que temos duas fontes distintas para estes parâmetros. Para o primeiro grupo a principal entrada seria os efluentes que vêm da cidade de Camboriú e das áreas de cultura de arroz, e o segundo grupo estaria relacionada a entrada da ETE.

Ainda associados ao segundo grupo temos a temperatura. Como durante o verão, temos o aumento da entrada de efluentes para a ETE, os nutrientes de amônio e fosfato estão diretamente ligados a esta variável.

Este comportamento das bactérias para o ponto 1 e 5, no qual não apresentam relação forte com nenhum tipo de substrato, pode indicar que a comunidade bacteriana presente no local utiliza-se de outro substrato para seu metabolismo, o qual não foi analisado neste estudo.

CESAR (1997), realizando vários experimentos em laboratório para avaliar qual o substrato que limitava o crescimento das bactérias da Lagoa dos Patos, verificou que a assimilação dos nutrientes é controlada por diferentes proporções de equilíbrio entre o que está disponível no meio e no conteúdo celular das bactérias em questão. Durante este estudo, o autor não conseguiu determinar qual nutriente controlava a dinâmica bacteriana naquele estuário, mesmo realizando vários testes de enriquecimento das águas.

A dinâmica bacteriana é muito complexa quando analisada em situ. Diferentes variáveis estão atuando sob esta comunidade, sendo que a menor alteração de substrato ou de condições físicas, pode modificar a biota presente na ambiente.

## 7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O estuário do rio Camboriú apresenta níveis muito altos de nutrientes inorgânicos (amônio e fosfato). Os parâmetros de DBO e colimetria também se encontram fora dos limites exigidos pela Legislação vigente no estado. De acordo com estes dados podemos concluir que este rio mostra sinais nítidos de eutrofização, como já salientados por outros autores que estudaram o mesmo ambiente.

Verificou-se que existem duas fontes distintas para os nutrientes no estuário do rio Camboriú. A entrada do efluente da ETE, responsável pelos altos níveis de fosfato, amônio, DBO e colimetria, e a entrada de águas de lavagens dos solos das regiões de agricultura, reponsáveis pelo incremento dos níveis de nitrato na região a montante da ETE.

Para toda extensão do rio que foi analisada, o ponto 1 é o que apresenta as melhores características físico-químicas, podendo ser um ponto referência, ressaltando que este é o ponto de captação de água para Balneário Camboriú. Já o ponto 5 é o ponto mais impactado do rio, vindo a influenciar os pontos adjacentes a ele.

As bactérias apresentaram uma distribuição temporal esperada para os parâmetros físicos, apresentando relações positivas com a temperatura para o ponto 1, e negativa com salinidade para o ponto 5. Nenhum tipo de relação forte foi verificada em relação aos nutrientes inorgânicos para este estudo.

De acordo com a afirmação feita por Von Sperling “uma estação de tratamento de efluentes tem por objetivo reduzir a carga contaminante ou poluente dos esgotos, a um nível compatível com o corpo receptor, ou seja, de

modo que o efluente final tratado possa ser absorvido, sem provocar a degradação do meio e riscos à saúde do homem”.

É sabido que o sistema adotado pela CASAN para o tratamento do esgoto bruto de Balneário Camboriú, não se propõem a redução de nutrientes, apenas de cargas orgânicas (DBO) e colimetria. Mas conforme visto, esta redução não chega a atingir os padrões de lançamento para águas de classe 2 como é o caso da região estuarina do rio Camboriú.

A estação de tratamento de esgotos da região necessita portanto de melhorias e de novas tecnologias que venham a sanear os problemas como das altas taxas de nutrientes inorgânicos e de colimetria, sem que isto venha alterar a biomassa bacteriana do local, a qual também é responsável por parte de remineralização destes nutrientes, tanto orgânicos como inorgânicos.

Já em 1997, foram sugeridas modificações junto a ETE que poderiam aumentar esta eficiência, mas tais modificações não foram implementadas na região. Sabe-se que foi construída uma estrutura junto à entrada do efluente bruto, a qual seria designada para tratamento preliminar deste, mas esta ainda não entrou em operação.

Recomendamos também que este estudo seja continuado, para que experimentos sejam realizados a fim de verificar quais os tipos de bactérias existentes no local e quais os substratos que estariam relacionados com esta biomassa. É fundamental que o equilíbrio do ambiente seja mantido para que estas comunidades não sejam alteradas, nem o ciclo natural do ambiente.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA-American Public Health Association/ AWWA-American Water Works Association/ WEF-Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> Edition. 1999, American Public Health Association, Washington, D.C.

ARAUJO, A.L. *et al.* Remoção de fósforo em um sistema de lagoas de estabilização com diferentes configurações e características operacionais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1995, Salvador. **Anais...** Salvador: UFBA, 1995.

ATLAS de Santa Catarina. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro, 1986. 173p.

ATLAS Geográfico Mundial. São Paulo: Empresa Folha da Manhã, 1994. 184p.

BISHOP, P.L. **Marine Pollution and its Control**. New York: Mc Graw-Hill, 1983. 375p.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. Ed. Wiley-Liss, 1994. 478 p.

BODE, A. e DORTCH, Q. Uptake and regeneration of inorganic nitrogen in coastal waters influenced by the Mississippi River: spatial and seasonal variations. **Journal of Plankton Research**, vol.18 (12), pp. 2251-2268, 1996.

BRAGA, E.S. *et al.* Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista estuarine system – Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, vol.4 (2), pp. 165-173, 2000.

BRIEN, N. e BILLEN, G. Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of the river Seine downstream from Paris. **Water Research**, vol.34 (12), pp. 3213-3221, 2000.

CARLSSON, P. e CARON, D.A. Seasonal variation of phosphorus limitation of bacterial growth in a small lake. **Limnology Oceanography**, vol.46 (1), pp.108-120, 2001.

CAUWET, G. *et al.* Contribution of the Rhone River to organic carbon inputs to the northwestern Mediterranean Sea. **Continental Shelf Research**, vol.10 (9), pp. 1025-1037, 1990.

CEBALLOS, B.S.O.; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, J.F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. **Water Research**, vol.32 (11), pp. 3477-3483, 1998.

CERUTTI, R.L. ; BARBOSA, T.C.P. Estudo da qualidade das águas superficiais da Baía Norte, área da grande Florianópolis, SC. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 10., 1997, Itajaí. **Anais...** Itajaí: UNIVALI, 1997. p. 109-111.

CESAR, D.E. **Influência dos nutrientes orgânicos e inorgânicos na dinâmica bacteriana no estuário da Lagoa dos Patos/RS**. 1997. 91f. Tese (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Universidade do Rio Grande – URG, Rio Grande.

CETESB. **Manual de Avaliação de Desempenho de Estações de Tratamento de Esgoto**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1989. 44p.

CHANG, C. *et al.* The formation of disinfection by-products in water treated with chlorine dioxide. **Journal of Hazardous Materials**, vol.B79, pp.89-102, 2000.

CHESTER, R. **Marine Geochemistry**. London: Enwin Hyman, 1990. 698p.

CHURCH, M. J., HUTCHINS, D. A., DUCKLOW, H. W. Limitation of Bacterial Growth by Dissolved Organic Matter and Iron in the Southern Ocean. **Applied and Environmental Microbiology**, vol.66 (2), pp.455-466, 2000.

CONAMA – Resolução nº20/86, Brasília, 1986.

COSTÓDIO, P.F.S. *et al.* Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgotos (ETE) de Balneário Camboriú/SC entre 99-01. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 1., 2002, Itajaí. **Anais...** Itajaí: UNIVALI, 2002. 1 CD-ROM.

D'AVIGNOM, A. *et al.* **Manual de Auditoria Ambiental para estações de tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2002. 147p.

DABY, D.; TURNER, J.; JAGO, C. Microbial and nutrient pollution of coastal bathing waters in Mauritius. **Environment International**, vol.27, pp. 555-566, 2002.

DALEY, R.J. e HOBBI E, P.J. Direct counts of aquatic bacteria by a modified epifluorescence technique. **Limnology Oceanography**, vol.20, pp. 875-882, 1975.

DUCROTOY, J. Indications of Change in the Marine Flora of the North Sea in the 1990s. **Marine Pollution Bulletin**, vol.38 (8), pp. 646-654, 1999.

FERREIRA, E. S. Cinética Química e Fundamentos Dos Processos De Nitrificação e Denitrificação Biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Resumos...**Porto Alegre: PUC, 2000. 1 CD-ROM.

FRANCIS, J.C.; McCULLOCH, C.E. Multivariate Analysis in Ecology and Systematic: Panacea or Pandora Box? **Rev. Ecol. System**, vol.21, pp. 129-166, 1990.

GOLDMAN, J. C.; CARON, D. A.; DENNETT, M. R. Regulation of gross growth efficiency and ammonium regeneration in bacteria by substrate C: N ratio. **Limnology and Oceanography**, vol.32 (6), pp.1239-1252, 1987.

HASSAN, E.S. Monitoring of microbial water quality and saprophytic bacterial genera of the Abu Dhabi coastal area, UAE. **Marine Biology**, vol.116, pp. 486-495, 1993.

HERNANDEZ, F.B.T.; LEMOS FILHO, M.A.F.; BUZETTI, S. Cinturão Verde : projeto piloto de agricultura irrigada em Ilha Solteira - Reestruturação. Ilha Solteira: UNESP, 2001. 29p.

HOBBI E, J.E.; DALEY, R.J.; JASPER, S. Use of nucleopore filter for counting bacteria by fluorescence microscopy. **Applied and Environment Microbiology**, vol.33, pp. 1225-1232, 1977.

HOCH, M.P. e KIRCHMAN, D.L. Seasonal and inter-annual variability in bacterial production and biomass in a temperate estuary. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, vol.98, pp. 283-295, 1993.

HOPKINSON, C.S. e VALLINO, J.J. The relationships among man's activities in watersheds and estuaries: a model of runoff effects on patterns of estuarine community metabolism. **Estuaries**, vol.18 (4), pp. 598-621, 1995.

HORNE, A.J. e GOLDMAN, C.R. **Limnology**. McGraw-Hill, Inc. NY. 2ed. 1994.

HUANG, X.P. The characteristics of nutrients and Eutrophication in the Pearl River estuary, South China. **Marine Pollution Bulletin**, vol.47 (1-6), pp. 30-36, 2003.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Banco de Dados**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 25 fevereiro de 2003.

JUNLI, H. *et al.* Disinfection effect of Chlorine Dioxide on bacteria in water. **Water Research**, vol.31 (3), pp.607-613, 1997a.

JUNLI, H. *et al.* Disinfection effect of Chlorine Dioxide on virus, algae and animal planktons in water. **Water Research**, vol.31 (3), pp.455-460, 1997b.

KARAKOÇ, G., ERKOÇ, F.U., KATIRCIOĞLU, H. Water quality and impacts of pollution sources for Eymir and Mogan Lakes (Turkey). **Environment International**, vol.29 (1), pp.21-27, 2003.

KERSTING, K., LINDBLAD, C. Nutrient loading and metabolism in hard-bottom littoral mesocosms. **Continental Shelf Research**, vol.21, pp. 2117-2125, 2001.

KJERFVE, B. **Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems**. UNESCO/UNDP, 1985. 79 p.

KLEIN, A.H. e MENEZES, J.T. Beach morphodynamics and profile sequence for a headland bay coast. **Journal of Coastal Research**, vol.17 (4), pp. 812-835, 2001.



KUROSHIMA, K.N. *et al.* Avaliação das características físicas e químicas da enseada de Camboriú - SC - Brasil. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Resumos Expandidos**...Porto Alegre: PUC, 2000. 1 CD-ROM.

LACERDA, L.D. *et al.* River basin activities, impact, and management of anthropogenic trace metal and sediment fluxes to sediment Sepetiba bay, Southeastern Brazil. In: VON BODUNGEN, B. and TURNER, R. K., **Science and Integrated Coastal Management**. Berlin: Dahlem University Press, pp. 203-212, 2001.

LEEMING, R. *et al.* Discriminating faecal pollution: a case study of stormwater entering Port Phillip Bay, Australia. **Water Science and Technology**, vol. 38 (10), pp.15-22, 1998.

Legislação Estadual de Santa Catarina. Decreto lei nº14250, de 05 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da lei nº5793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental.

LI, W.K.W. Annual average abundance of heterotrophic bacteria and *Synechococcus* in surface ocean waters. **Limnology and Oceanography**, vol.43 (7), pp. 1746-1753, 1998.

LIPP, E.K.; FARRAH, S.A.; ROSE, J.B. Assessment and impact of microbial fecal pollution and human enteric pathogens in a coastal community. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 42 (4), pp. 286-293, 2001.

LOHRENZ, S.E. *et al.* Nutrients, irradiance, and mixing as factors regulating primary production in coastal waters impacted by the Mississippi River plume. **Continental Shelf Research**, vol.19, pp. 1113-1141, 1999.

LÓPEZ, N.I. *et al.* The effect of nutrient additions on bacterial activity in seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. **Journal Of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 224, pp. 155-166, 1998.

MANN, K.H. e LAZIER, R.N. **Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the oceans**. Boston: Blackwell Scientific, 1991.

MARCHETTI, R.; PROVINI, A.; CROSA, G. Nutrient load carried by the river Po into the Adriatic Sea, 1968-87. **Marine Pollution Bulletin**, vol.20 (4), pp. 168-172, 1989.

McFETERS, G.A. Enumeration, occurrence and significance of injured indicator bacteria in drink water. In: G.A. McFeters, Drink Water Microbiology. **Spring-Verlag**, New York, NY. pp.478-492. 1990.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3<sup>rd</sup> ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334p.

MEYER-REIL, L.; KOSTER, M. Eutrophication of Marine Waters: Effects on Benthic Microbial Communities. **Marine Pollution Bulletin**, vol.41 (1-6), pp. 255-263, 2000.

MORELLI, F. **Dinâmica de nutrientes inorgânicos na Enseada de Camboriú, Balneário Camboriú - SC**. 1997. 82f. Monografia de conclusão de curso - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, Itajaí. 1997.

NEDWELL, D.B. *et al.* Variations of the Nutrients Loads to the Mainland U.K. Estuaries: correlation with Catchment Areas, Urbanization and Coastal Eutrophication. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 54, pp.951-970, 2002.

OHOWA, B.O.; MWASHOTE, B.M.; SHIMBIRA, W.S. Dissolved inorganic nutrient fluxes from two seasons Rivers into Gazi Bay, Kenya. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol.45, pp. 189-195, 1997.

OLIVEIRA, J.P.; SANTOS Jr., A. Análise da urbanização de Balneário Camboriú e a preservação de seu sítio histórico: o sítio da Barra. **Revista de Turismo:Visão e Ação**. Ano3, n.6, pp.09-34, 2000.

OLSEN, Y. *et al.* Comparative analysis of food webs based on flow networks: effects of nutrient supply on structure and function of coastal plankton communities. **Continental Shelf Research**, vol.21, pp.2043 -2053, 2001.

PEDRELLI, T. D. **Avaliação do Sistema de Lagoas de Estabilização para o tratamento das águas residuárias de Balneário Camboriú/SC**. 1997. 106f. Tese (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis.

PEREIRA-FILHO, J. *et al.* Intratidal Variation and Net Transport of Dissolved Inorganic Nutrients, POC and Chlorophyll a in the Camboriú River Estuary, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol.53, pp.249-257, 2001.

POMEROY, L.R.; SHELDON, J.E.; PETERS, F. Limits of growth and respiration of bacterioplankton in the Gulf of Mexico. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, vol.117, pp. 259-268, 1995.

PRITCHARD, D.W. Observations of circulation coastal plain estuaries. **Estuaries**, vol.18, pp.37-44, 1967.

RABELO, L.P. **Implantação do teste de Ames para avaliação da genotoxicidade em corpos d'água receptores de contaminantes químicos – estudo de caso Rio Camboriú/SC**. 2003. 46f. Monografia de conclusão de curso – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI, Itajaí. 2003.

REDFIELD, A.C. **On the proportion of organic derivatives in seawater and their relation to the composition of plankton**. In: JOHNSTONE, J. Liverpool: University of Liverpool Press, 1934. pp. 179-192.

REGAN, J. M. *et al.* Diversity of nitrifying bacteria in full-scale chloraminated distribution systems. **Water Research**, vol.37, pp. 197-205, 2003.

REIS, E.G. *et al.* **Gerenciamento Costeiro Integrado: Trocas e inter-relações entre os sistemas das bacias de drenagem, lagoas costeiras e oceanos adjacentes**. 2<sup>nd</sup> ed. Rio Grande: FURG, CIRM, ONU, 2000. 376p.

RIBEIRO, L.F. **Aplicação de Dióxido de Cloro como alternativa para desinfecção de esgotos sanitários tratados através de Lagoas de Estabilização**. 2001. 106f. Tese (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis.

RIVKIN, R. B., M. R. ANDERSON. Inorganic nutrient limitation of oceanic bacterioplankton. **Limnology and Oceanography**, vol.42, pp.730-740, 1997.

SANTUR. Pesquisa mercadológica: estudo da demanda turística - Município de Balneário Camboriú. Sinopse comparativa de 1997 - 1998 (Janeiro/fevereiro). Secretaria de Estado e desenvolvimento Econômico ao Mercosul. Diretoria de Planejamento e Desenvolvimento Turístico, 1998.

SEMHI, K. *et al.* Impact of nitrogen fertilizers on the natural weathering-erosion processes and fluvial transport in the Garonne basin. **Applied Geochemistry**, vol.15, pp. 865-878, 2000.

SHIAH, F. e DUCKLOW, H.W. Temperature regulation of heterotrophic bacterioplankton abundance, production and specific growth rate in Chesapeake Bay. **Limnology and Oceanography**, vol.39 (6), pp. 1243-1258, 1994.

SHTEREVA, G. *et al.* Changes in chemical parameters in the Bulgarian Black Sea coastal area as an indication of the ecological state or the environment. **Water Science Technology**, vol.39 (8), pp. 37-45, 1999.

SIEGLE, E. **Morfodinâmica da Desembocadura do rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC.** 1999. 124f. Tese (Mestrado em Geociências) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul - IG/UFRGS, Porto Alegre.

SILVA, F.L.; SCHETTINI, C.A.F. e SIEGLE, E. Variabilidade lateral da salinidade no estuário do rio Camboriú. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998, Rio Grande. **Resumos Expandidos...**Rio Grande: FURG, 1998. p.419-421.

SOARES, J. *et al.* Remoção de Amônia em um Sistema de Lagoas de Estabilização Otimizada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1994, Salvador. **Anais...** Salvador: UFB, 1994.

SOLIC, M. e KRSTULOVIC, N. Separate and combined effects of solar radiation, temperature, salinity and pH on the survival of fecal coliforms in seawater. **Marine Pollution Bulletin**, vol.24 (8), pp.411-461, 1992.

SPELLERE, L.C. **Determinação de um balanço de massa e da variabilidade dos nutrientes inorgânicos dissolvidos no estuário do rio Itajaí-Açú.** 2002, 65f. Monografia de conclusão de curso – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI, Itajaí. 2002.

STRICKLAND, J.D.H. e PARSONS, T.R. **A Practical Handbook of Seawater Analysis.** 2<sup>nd</sup> ed. Ottawa: Fisheries research Board of Canada, 1972. 310p.

SUTTLE, C.A., FUHRMAN, J.A., CAPONE, D.G. Rapid ammonium cycling and concentration-dependent partitioning of ammonium and phosphate: Implication for carbon transfer in planktonic communities. **Limnology and Oceanography**, vol.35, pp. 424-433, 1990.

TAYLOR,

TIBBLES, B. J. Effects of temperature on the incorporation of leucine and thymidine by bacterioplankton and bacterial isolates. **Aquatic Microbiology Ecology**, vol.11, pp. 239-250, 1996.

VIGANO, L. *et al.* Quality Assessment of Bed Sediments of the Po River. **Water Research**, vol.37 (3), pp.501-518, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v.1. 243 p. 2ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996.

WASMUND, N. *et al.* Trophic Status of the South-Eastern Baltic Sea: A Comparison of Coastal and Open Areas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol.53, pp. 849-864, 2001.

WHITE, P. A., KALFF, J., RASMUSSEN, J.B., GASOL, J.M. The effect of temperature and algal biomass on bacterial production and specific growth rate in freshwater and marine habitats. **Microbial Ecology**, vol.21, pp. 99-118, 1991.

WHITE, P.A., RASMUSSEN, J.B. The genotoxic hazards of domestic wastes in surface waters. **Mutation Research**, vol.410, pp.223-236, 1998.

WU, R.S.S. Eutrophication, water borne pathogens and xenobiotic compounds: environmental risks and challenges. **Marine Pollution Bulletin**, vol.39 (1-12), pp. 11-22, 1999.

YAMAMOTO, T. The Seto Inland Sea--eutrophic or oligotrophic? **Marine Pollution Bulletin**, vol.47 (1-6), pp. 37-42, 2003.

YUNG, Y.K. et al. Some Observations on the Changes of Physico-Chemical and Biological Factors in Victoria Harbour and Vicinity, Hong Kong, 1988-1996. **Marine Pollution Bulletin**, vol.39 (1-12), pp. 315-325, 1999.